

Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

COMPARAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E  
SEDIMENTAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS – ESTUDO EM  
ESCALA DE BANCADA UTILIZANDO POLICLORETO DE  
ALUMÍNIO

Filipe Manuel Freire Lopes

FLORIANÓPOLIS (SC)  
SETEMBRO/2008

Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

COMPARAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E  
SEDIMENTAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS – ESTUDO EM  
ESCALA DE BANCADA UTILIZANDO POLICLORETO DE  
ALUMÍNIO

Filipe Manuel Freire Lopes

Trabalho apresentado à Universidade  
Federal de Santa Catarina para Conclusão  
do Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental

Orientadores:  
Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr. (UFSC)  
Prof. Elizabeth d’Almeida Duarte, Dr.<sup>a</sup> (ISA)

FLORIANÓPOLIS (SC)  
SETEMBRO/2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

COMPARAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E SEDIMENTAÇÃO  
NO TRATAMENTO DE ÁGUAS – ESTUDO EM ESCALA DE BANCADA  
UTILIZANDO POLICLORETO DE ALUMÍNIO

FILIPPE MANUEL FREIRE LOPES

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos  
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e  
Ambiental–TCC II**

**BANCA EXAMINADORA :**

---

**Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Orientador)**

---

**Prof. Elizabeth d’Almeida Duarte, Dr.<sup>a</sup>  
(Orientador)**

---

**Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.<sup>a</sup>  
(Membro da Banca)**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
SETEMBRO/2008**

*Aos meus pais Orlindo e Irene  
e ao meu irmão Rui*

## AGRADECIMENTOS

Ao longo destes 6 meses, muitas pessoas contribuíram e influenciaram direta ou indiretamente. Não sendo possível nomear a todos, deixo aqui a minha sincera gratidão, reconhecendo que esse apoio foi fundamental e extremamente valioso. Só tenho a agradecer a todos! Contudo, há que se destacar agradecimentos especiais:

- Aos meus pais e ao meu irmão, por todo o apoio, carinho em todas as horas. Apesar da distância estiveram sempre ao meu lado.
- À Prof. Elizabeth Duarte, pela oportunidade de realizar este trabalho na UFSC e por todo o seu apoio e amizade ao longo da minha vida acadêmica.
- Ao Professor Flávio Rubens Lapolli pela possibilidade da realização desta pesquisa e pela confiança em mim depositada.
- À Maria, pelo companheirismo e apoios fundamentais para a conclusão deste trabalho. Por ser a minha força e principalmente pelo amor e carinho ao longo destes 5 anos.
- Ao LaRA - Laboratório de Reúso de Águas - do qual tive a honra de fazer parte. Aos colegas do LaRA: Lucila, Fernanda, Jacqueline, Maria Eliza, Maria Angeles, Jefferson, pelo companheirismo e apoio recebido durante o período de realização deste trabalho.
- Um agradecimento em especial à Lucila, pela sua amizade e por todo o apoio na elaboração deste trabalho, tanto com troca de idéias importantes, como na realização dos experimentos.
- Aos amigos que fiz no Brasil que são de várias partes do mundo, Bruno, Marcus, Zacarias, Bianca, Denise, Luís, entre outros, agradeço pela parceria e amizade que, de alguma forma, contribuíram para o meu desenvolvimento pessoal e profissional.
- À todos os meus amigos de Portugal, em especial ao meu primo David, Pedro Gomes e Trajano, pela amizade e apoio, ajudando a combater as saudades.
- Aos colegas do ISA, João Monteiro, Tiago Dore, Frederico Feitor e José Rocheta por toda a amizade demonstrada ao longo do curso.
- Ao Andreas pela ajuda na coleta da água para os meus experimentos.
- Aos membros do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), em especial à Arlete, pela amizade e simpatia e pela disponibilidade constante no esclarecimento de dúvidas.
- À Universidade Federal de Santa Catarina, por me ter recebido.

“Enquanto o poço não seca, não  
sabemos dar valor à água”.

*Thomas Fuller*

## RESUMO

A sedimentação é um processo bastante utilizado no pré-tratamento de águas de abastecimento. No entanto, devido a algumas situações onde não se mostra eficaz, a busca por novos processos, como a flotação, é estimulada. O policloreto de alumínio foi usado neste estudo, como agente coagulante no tratamento de água natural, proveniente de um manancial de abastecimento público, a Lagoa do Peri (Florianópolis, SC-Brasil), empregando-se a flotação por ar dissolvido e a sedimentação no seu tratamento. Otimizou-se o par de valores, dosagem de coagulante x pH de coagulação, para construção dos diagramas de coagulação, e escolha da dosagem ótima para posterior otimização dos parâmetros de mistura rápida e floculação. Os resultados obtidos no processo de flotação indicam percentagens de remoção de 84% para cor e turbidez e de 38% e 67% para matéria orgânica e substâncias húmicas, respectivamente. Para a sedimentação verificou-se percentagens de remoção de 73% para cor, 79% para turbidez, 35% para a matéria orgânica e 58% para substâncias húmicas, um pouco inferiores para todos os parâmetros. Procurando-se simular um ciclo completo de tratamento, realizou-se a filtração utilizando filtros de papel após os processos de flotação e sedimentação, obtendo-se efluente de excelente qualidade, para ambos os tratamentos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Flotação por ar dissolvido, sedimentação, policloreto de alumínio, águas de abastecimento, coagulação-floculação

## ABSTRACT

The sedimentation is a process widely used in the pre-treatment of water supply. However, due to some situations where he's not effective, the search for new processes, such as flotation, is stimulated. The Poly aluminium chloride was used in this study, as coagulating agent in the treatment of natural water, from a wealth of public supply, Lagoa do Peri (Florianópolis, SC – Brazil), using the dissolved air flotation and sedimentation in its treatment. We optimised a pair of assay values of coagulant x pH of coagulation for the construction of diagrams of coagulation, and choose the optimal dosage for further optimization of the parameters of quickly mixture and flocculation. The results obtained in the process of flotation indicate percentages removal of 84% for color and turbidity and 38% and 67% for organic matter and absorbance respectively. For the sedimentation we observed rates of removal of 73% for color, 79% for turbidity, 35% for organic matter and 58% for adsorption at UV<sub>254nm</sub>, a little lower for all parameters. Looking to simulate a full course of treatment, it was done filtration with filter papers after the processes of flotation and sedimentation, the resulting effluent have excellent quality, for both treatments.

**KEY WORDS:** Dissolved air flotation, sedimentation, poly aluminium chloride, water supply, coagulation-flocculation



## SUMÁRIO

RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	viii
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	3
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS .....	4
3.1 COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO .....	4
3.1.1 <i>Mecanismos de coagulação</i> .....	5
3.1.2 <i>Diagramas de coagulação</i> .....	8
3.2 SEDIMENTAÇÃO .....	10
3.2.1 <i>Tipos de Sedimentação</i> .....	10
3.2.2 <i>Teoria da Sedimentação – Partículas Discretas</i> .....	11
3.2.3 <i>Decantador ideal – Remoção de partículas discretas</i> .....	12
3.2.4 <i>Decantador não ideal</i> .....	13
3.2.5 <i>Fatores que afetam a sedimentação</i> .....	14
3.3 FLOTAÇÃO .....	15
3.3.1 <i>Tipos de flotação</i> .....	15
3.3.2 <i>Fatores que afetam a flotação</i> .....	19
3.4 ASPECTOS COMPARATIVOS ENTRE OS PROCESSOS DE FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO .....	21
3.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA .....	23
3.5.1 <i>Características da MON</i> .....	24
3.5.2 <i>Substâncias Húmicas (SH)</i> .....	24
3.5.3 <i>Métodos de determinação da matéria orgânica natural</i> .....	27
4. METODOLOGIA .....	29
4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....	29
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	31
4.2.1 <i>Materiais</i> .....	31
4.2.2 <i>Métodos analíticos</i> .....	34
4.3 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL .....	35
4.3.1 <i>Ensaio de Sedimentação e Flotação</i> .....	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	39
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO .....	39
5.2 CONSTRUÇÃO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO .....	40
5.3 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE MISTURA RÁPIDA ( $T_{MR}$ E $G_{MR}$ ) NA FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO .....	44
5.4 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE FLOCULAÇÃO ( $T_F$ E $G_F$ ) NA SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO .....	47
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	51
BIBLIOGRAFIA .....	52
APÊNDICES .....	61

## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1: CONFIGURAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DUPLA CAMADA ELÉTRICA .....	6
FIGURA 2: DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO .....	9
FIGURA 3: FORÇAS ATUANTES EM UMA PARTÍCULA SÓLIDA DURANTE A SEDIMENTAÇÃO .....	12
FIGURA 4: ESQUEMA EM PLANTA E CORTE DE UM DECANTADOR IDEAL . ....	13
FIGURA 5: ARRANJOS DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO SOB PRESSÃO .....	18
FIGURA 6: ESTRUTURA PROPOSTA PARA OS AH .....	26
FIGURA 7: ESTRUTURA PROPOSTA PARA OS AF .....	26
FIGURA 8: DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA OS VALORES DE TURBIDEZ REMANESCENTE EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE COAGULANTE E pH DE COAGULAÇÃO PARA O ENSAIO DE FLOTAÇÃO ( $V_A = 5 \text{ cm/min}$ ). ....	41
FIGURA 9: DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA OS VALORES DE COR REMANESCENTE EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE COAGULANTE E pH DE COAGULAÇÃO PARA O ENSAIO DE FLOTAÇÃO ( $V_A = 5 \text{ cm/min}$ ). ....	41
FIGURA 10: DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA OS VALORES DE TURBIDEZ REMANESCENTE EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE COAGULANTE E pH DE COAGULAÇÃO PARA O ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO ( $V_S = 0,5 \text{ cm/min}$ ). ....	42
FIGURA 11: DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO PARA OS VALORES DE COR REMANESCENTE EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE COAGULANTE E pH DE COAGULAÇÃO PARA O ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO ( $V_S = 0,5 \text{ cm/min}$ ). ....	42
FIGURA 12: PERCENTAGEM DE TURBIDEZ, COR E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS REMANESCENTES PARA AS VÁRIAS VELOCIDADES DE FLOTAÇÃO (A) E SEDIMENTAÇÃO (B). ....	43
FIGURA 13: VALOR REMANESCENTE DE TURBIDEZ (A), COR APARENTE (B) EM FUNÇÃO GRADIENTE E TEMPO DE MISTURA RÁPIDA PARA O ENSAIO DE FLOTAÇÃO. ....	45
FIGURA 14: VALOR REMANESCENTE DE TURBIDEZ (A), COR APARENTE (B), EM FUNÇÃO GRADIENTE E TEMPO DE MISTURA RÁPIDA PARA O ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO... ..	46
FIGURA 15: VALOR REMANESCENTE DE TURBIDEZ (A), COR APARENTE (B), MATÉRIA ORGÂNICA (C) E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS (D) EM FUNÇÃO GRADIENTE E TEMPO DE FLOCULAÇÃO PARA O ENSAIO DE FLOTAÇÃO. ....	48
FIGURA 16: VALOR REMANESCENTE DE TURBIDEZ (A), COR APARENTE (B), MATÉRIA ORGÂNICA (C) E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS (D) EM FUNÇÃO GRADIENTE E TEMPO DE FLOCULAÇÃO PARA O ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO. ....	49

## INDICE DE TABELAS

TABELA 1: PARÂMETROS AVALIADOS E SEUS RESPECTIVOS MÉTODOS E EQUIPAMENTOS. .....	34
TABELA 2: CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA DE ESTUDO.....	40
TABELA 3: RESULTADOS DE TURBIDEZ, COR E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS E RESPECTIVAS PERCENTAGENS DE REMOÇÃO REFERIDAS AO PAR DE VALORES ESCOLHIDO PARA O ENSAIO DE FLOTAÇÃO. ....	43
TABELA 4: RESULTADOS DE TURBIDEZ, COR E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS E RESPECTIVAS PERCENTAGENS DE REMOÇÃO REFERIDAS AO PAR DE VALORES ESCOLHIDO PARA O ENSAIO DE SEDIMENTAÇÃO. ....	43
TABELA 5: RESULTADOS OBTIDOS PARA A FLOTAÇÃO NA VARIAÇÃO DO $T_{MR}$ E $G_{MR}$ ...	46
TABELA 6: RESULTADOS OBTIDOS PARA A SEDIMENTAÇÃO NA VARIAÇÃO DO $T_{MR}$ E $G_{MR}$ .....	47
TABELA 7: RESULTADOS OBTIDOS PARA A FLOTAÇÃO NA VARIAÇÃO DO $T_F$ E $G_F$ .....	50
TABELA 8: RESULTADOS OBTIDOS PARA A SEDIMENTAÇÃO NA VARIAÇÃO DO $T_F$ E $G_F$	50

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

% - Percentagem/Porcentagem  
A/S – Ar/Sólido  
AF – Ácidos Fúlvicos  
AH – Ácidos Húmicos  
Atm – atmosfera  
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
cm – Centímetros  
COT – Carbono Orgânico Total  
CV – Coeficiente de Variação  
Da – Dalton  
EPA – Environmental Protection Agency  
ETA – Estação de Tratamento de Águas  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
FAD – Flotação por Ar Dissolvido  
 $G_f$  – Gradiente de floculação  
 $G_{mr}$  – Gradiente de mistura rápida  
h – hora  
 $H_2$  – Hidrogênio  
HCA – Hidróxicloreto de Alumínio  
ISA – Instituto Superior de Agronomia  
KDa – Quilo Dalton  
 $Km^2$  – Quilômetros quadrados  
LaRA – Laboratório de Reúso de Águas  
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente  
m – metros  
m.o. – matéria orgânica  
 $m^2$  – metro quadrado  
 $m^3$  – metro cúbico  
mL – mililitro  
mm – milímetro  
 $mm^2$  – milímetro quadrado  
MOD – Matéria Orgânica Dissolvida  
MON – Matéria Orgânica Natural  
MOP – Matéria Orgânica Particulada  
NA – Nível de Água  
NaOH – Hidróxido de Sódio  
 $O_2$  – Oxigênio  
°C – graus Célsius  
OD – Oxigênio Dissolvido  
P – Pressão na câmara de saturação  
PAC – Policloreto de Alumínio  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
Q/A – Vazão/Área horizontal  
R – Taxa de recirculação  
RMN – Ressonância Magnética Nuclear  
rpm – rotações por minuto  
s – segundo  
SC – Santa Catarina  
SH – Substâncias Húmicas  
SHA – Substâncias Húmicas Aquáticas

SUVA – Absorbância Específica ao UV  
T<sub>c</sub> – Tempo de coleta  
TES – Taxa Escoamento Superficial  
T<sub>f</sub> – Tempo de floculação  
THM – Trihalometanos  
T<sub>mr</sub> – Tempo de mistura rápida  
T<sub>sat</sub> – Tempo de Saturação  
uH – Unidade de Cor  
uT – Unidade de Turbidez  
UV – Ultra Violeta  
V<sub>a</sub> – Velocidade ascensional  
V<sub>ca</sub> - Velocidade crítica ascensional  
V<sub>s</sub> – Velocidade de sedimentação

# 1. INTRODUÇÃO

A água destinada ao consumo humano deve preencher condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, tais como estar isenta de microrganismos patogênicos e, com relação à substâncias orgânicas ou inorgânicas, os teores das mesmas não deverão ser prejudiciais ao ser humano. Uma variedade de impurezas podem estar contidas na água, destacando-se as partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral. Tais impurezas apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas aproximem-se uma das outras, permanecendo no meio se suas características não forem alteradas. Para que as impurezas possam ser removidas, é preciso alterar-se algumas características da água e, conseqüentemente, das impurezas, através da coagulação, floculação, sedimentação ou flotação e filtração (DI BERNARDO, 1993).

Antes de ser encaminhada para a rede de distribuição, a água é submetida à distintas etapas de tratamento, como a coagulação, floculação, sedimentação ou flotação e filtração, que viabilizem o seu consumo. Historicamente, as unidades de sedimentação consagram-se como sendo uma maneira relativamente simples e eficiente de se promover o pré-tratamento de grande parte das águas superficiais destinadas ao abastecimento. Entretanto, a existência de várias situações adversas ao emprego da sedimentação, vem estimulando a busca por outras tecnologias capazes de responder com maior eficácia à tais dificuldades, como é o caso da flotação (DI BERNARDO e PECCI FILHO, 1998).

Águas naturais que apresentem cor verdadeira relativamente alta e baixa turbidez, são de difícil tratamento se empregada à tecnologia de tratamento de ciclo completo com decantação. Isto pode ser explicado pelo fato de que com baixos valores de turbidez, há diminuição da probabilidade de ocorrência do número de choques entre as partículas, o que dificulta sua agregação e, conseqüentemente, a formação dos flocos, reduzindo, assim, a eficiência da operação de floculação, bem como das unidades subseqüentes.

Dentre as etapas envolvidas no tratamento de água para abastecimento, a coagulação e a floculação são de grande importância em Estações de Tratamento de Água (ETA), porque delas depende a eficiência das unidades subseqüentes, tais como a sedimentação ou flotação e a filtração. Essas etapas são principalmente utilizadas para promover a posterior remoção de cor e turbidez de águas naturais, provocadas, na maior parte dos casos, pela presença de substâncias húmicas e de colóides (SANTOS, 2001). Um dos primeiros passos no processo de tratamento da água do manancial é a coagulação química, que consiste nas reações de hidrólise que ocorrem quando se adiciona o coagulante na água e no transporte das espécies hidrolisadas com as partículas a serem desestabilizadas (PAVANELLI, 2001). Caso não se obtenha êxito nesta etapa, todas as demais estarão prejudicadas, a ponto de, em certas situações, obrigar o descarte de toda a água efluente da ETA.

O processo de clarificação (sedimentação ou flotação) apropriado para uma aplicação particular depende da água a ser tratada e das circunstâncias e necessidades locais. A partir dessas informações, verifica-se que cada água a ser tratada deve ser analisada através de diagramas de coagulação, visando a otimização dos parâmetros de pH versus dosagem e buscando o melhor coagulante pelo menor custo

(PAVANELLI, 2001). Os diagramas de coagulação, nos quais se têm curvas de mesma turbidez ou cor aparente em função da dosagem de coagulante em ordenadas e o pH de coagulação em abcissas, podem constituir-se em ferramentas importantes quando devidamente utilizados no campo do tratamento de água (DI BERNARDO e PAIXÃO, 1997).

A sedimentação é uma operação de separação sólido-líquido usualmente escolhida quando se faz necessária a remoção de partículas facilmente sedimentáveis. Entretanto, algumas fontes de abastecimento contêm partículas de baixa densidade que possuem tendência à flotação e poderiam causar problemas em unidades de sedimentação (HYDE *et al.*, 1977).

Como destacado por Assis (2006), vários autores verificaram que o processo de flotação surge como alternativa para o tratamento de águas que apresentam dificuldades de serem tratadas pelo processo de sedimentação, como as águas com partículas de baixa densidade, que possuem tendência natural para flutuar, águas ricas em nutrientes, com alta concentração de algas, cor elevada, baixa turbidez e alcalinidade e águas turvas com baixo conteúdo orgânico, que ao serem submetidas ao tratamento químico utilizando produtos normalmente empregados para coagulação, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação. O tratamento de águas com tais características pelo processo de sedimentação, necessita, normalmente, da aplicação de altas dosagens de coagulante, que, conseqüentemente, aumentam os custos e produzem quantidade exacerbada de lodo nos decantadores, dificultando sua disposição final (REALI e MARCHETTO, 1997).

A flotação pode ser uma alternativa interessante e competitiva no tratamento de águas com cor elevada e baixa turbidez, cujos flocos formados geralmente apresentam baixa massa específica, havendo comprometimento na sua remoção por sedimentação.

## **2. OBJETIVOS**

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a remoção de cor, turbidez, matéria orgânica e substâncias húmicas no tratamento de águas de abastecimento, comparando a eficiência da sedimentação e da flotação por ar dissolvido, utilizando o policloreto de alumínio como coagulante.

### **2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Construir os diagramas de coagulação que permitam o reconhecimento dos valores ótimos de pH de coagulação e dosagem de coagulante em que se obtenha maior eficiência de remoção de turbidez e/ou de cor;
- Simular, a partir do ponto ótimo estabelecido para pH de coagulação e dosagem de coagulante, o efeito das condições de mistura rápida e floculação sobre a qualidade da água tratada para os processos avaliados.



### 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

#### 3.1 COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO

O termo “coagulação química” inclui todas as reações e mecanismos envolvidos na desestabilização química de partículas coloidais e na formação de partículas maiores através da floculação pericinetica (METCALF e EDDY, 2003). Esta etapa do processo de tratamento permite a diminuição ou eliminação das forças de repulsão que mantêm as partículas de impurezas dispersas na água, viabilizando a agregação das mesmas em unidades de maior tamanho (flocos). Esses flocos têm que apresentar tamanhos e densidades convenientes para serem removidos nas subsequentes fases de separação física (OLIVEIRA, 2005).

Para Di Bernardo (1993), independentemente da tecnologia de tratamento empregada, a coagulação química desempenha um papel de grande importância, que se for deficiente, as impurezas não são retidas nos meios granulares em sistemas de filtração direta. Já em um tratamento completo, a floculação também pode resultar ineficiente, comprometendo o desempenho da sedimentação e da filtração.

A coagulação depende fundamentalmente das características da água e das impurezas presentes conhecidas através de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética, força iônica, sólidos totais dissolvidos, tamanho e distribuição de tamanhos das partículas em estado coloidal e em suspensão, etc. O processo é muito rápido, variando desde décimos de segundo à cerca de 100 segundos, dependendo das características mencionadas acima (DI BERNARDO, 1993).

Para uma estação de ciclo completo, os ensaios de coagulação, floculação e decantação em aparelho com reatores estáticos podem ser planejados levando-se em conta, principalmente, o tipo de mistura rápida, de floculação e de decantação, para que sejam definidos os valores de gradiente de velocidade, do tempo de agitação e da velocidade de sedimentação (DI BERNARDO, 1994b). A mesma consideração é aplicada para sistemas de flotação.

A presença de cargas elétricas aumenta a repulsão entre as partículas, dificultando a aglomeração e formação de agregados maiores e de mais fácil sedimentação. O fenômeno de neutralização consiste exatamente na eliminação dessas cargas eletrostáticas superficiais ou, em outras palavras, na diminuição do potencial Zeta (KURITA, 2007).

Os coagulantes mais utilizados para o tratamento de água são sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ), sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), policloreto de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_x(\text{Cl})_y$ ) e polímeros catiônicos. O tipo e a dosagem do coagulante dependem de alguns fatores como a natureza dos sólidos suspensos e as características químicas da água afluenta. A seleção do coagulante e do auxiliar de floculação a ser usado no tratamento de água é, geralmente, baseada em questões econômicas, juntamente com confiabilidade, segurança e modo de armazenamento do material (DELPHOS e WESNER, 1998). Dada a importância da

coagulação na estação de tratamento (ETA), tornam-se imprescindíveis estudos mais aprofundados sobre os diversos tipos de coagulantes.

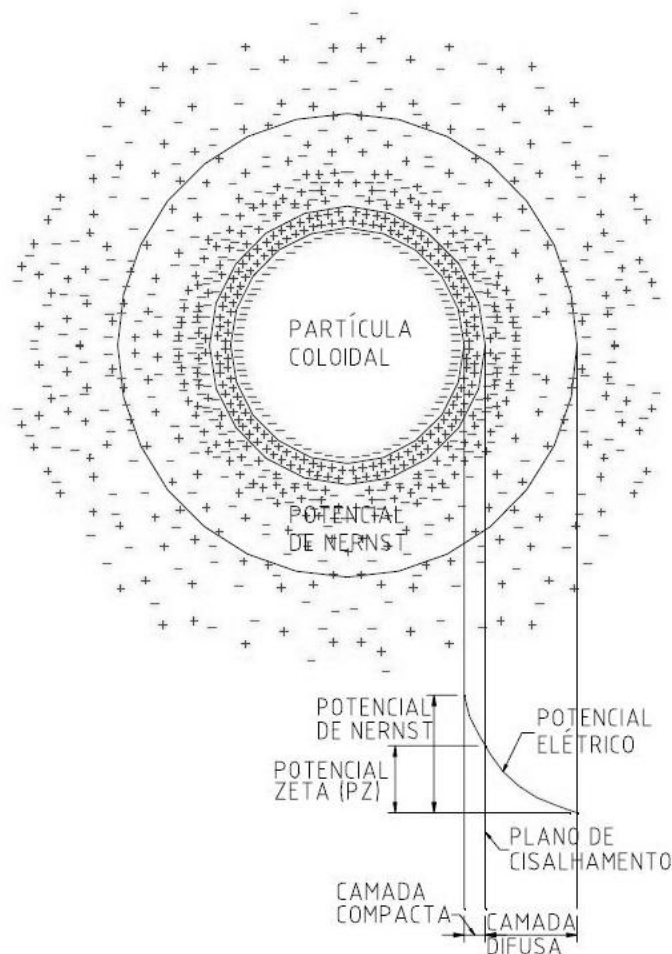
O policloreto de alumínio (PAC) também conhecido por Hidróxicloreto de Alumínio (HCA), tem sido estudado e aplicado para o tratamento de águas, apresentando vantagens significativas em relação aos coagulantes tradicionalmente utilizados. De acordo com Pavanelli (2001), para a remoção de substâncias coloidais, sua eficácia é, em média, 1,5 a 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem em íon  $Al^{3+}$  à dos outros sais de alumínio habitualmente utilizados. O policloreto de alumínio é um sal de alumínio prepolimerizado, que, em função de sua basicidade, durante a hidrólise, libera, em igualdade de dosagem de íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor comparado aos coagulantes tradicionais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. Isso provoca uma menor variação do pH do meio ou um menor consumo de neutralizante para reconduzir o pH ao seu valor original.

A floculação é o segundo estágio do processo físico-químico, em que as partículas coloidais já desestabilizadas são colocadas em contato para que ocorra o aumento de seu tamanho físico, a partir da formação de flocos, alterando a distribuição granulométrica das partículas. Esta etapa ocorre em unidades de mistura lenta, a fim de favorecer a agregação das partículas e evitar a ruptura dos flocos formados. As partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, alterando, desta forma, a sua distribuição granulométrica. No processo de agregação entre as partículas deve haver agitação suficiente para que ocorra a colisão entre as mesmas, permitindo a formação do floco. O excesso de agitação, seja no tempo e/ou no gradiente de velocidade, no entanto, pode causar a ruptura dos flocos, comprometendo, dessa forma a eficiência do processo.

Para que uma estação de tratamento de água seja satisfatoriamente operada, há necessidade de pessoal qualificado para a execução de ensaios, pois em algumas situações a escolha do coagulante, a alcalinidade e o pH da água bruta são determinantes na eficiência do processo para que sejam atingidos os padrões de distribuição para a rede pública (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

### 3.1.1 Mecanismos de coagulação

Grande parte das partículas presentes na água encontra-se carregada eletricamente com carga negativa. Os íons positivos dissolvidos na água, atraídos pela carga elétrica da partícula, formam uma camada “rígida”, compacta, denominada camada de *Stern*, que se caracteriza por mover-se junto com o colóide. No plano de cisalhamento da camada dos íons positivos inicia-se a camada difusa, ou camada de *Gouy-Chapman*, onde a concentração de íons diminui com o aumento da distância em relação à superfície da partícula (MASSCHELEIN, 1992). A Figura 1 mostra a configuração da dupla camada elétrica.



**Figura 1: Configuração esquemática da dupla camada elétrica (AMIRTHARAJAH e O'MELIA, 1990).**

Em virtude do surgimento da dupla camada elétrica em colóides que desenvolvem carga superficial, as partículas coloidais que apresentam cargas de mesmo sinal, repelem-se quando se aproximam umas das outras. Para se obter a desestabilização de dispersões de partículas coloidais com cargas similares, um coagulante deve ser capaz de neutralizar ou superar as forças de repulsão entre essas partículas.

A desestabilização das partículas coloidais, que consiste em minimizar ou eliminar as forças de repulsão entre elas, pode ocorrer de diferentes formas. São definidos quatro mecanismos para a desestabilização de partículas coloidais carregadas: (a) compressão da camada difusa; (b) adsorção e neutralização de cargas; (c) varredura; e (d) adsorção e formação de pontes. Descrição detalhada destes mecanismos é realizada por Di Bernardo (1993).

#### a) Compressão da Camada Difusa

Desde o final do século XIX que se sabe, que um sistema coloidal pode ser destabilizado pela adição de íons de cargas contrárias à das partículas coloidais. A introdução de um eletrólito indiferente num sistema coloidal irá causar um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuir a “esfera” de influência das

partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa. Assim, a adição de sais muda a concentração iônica, que reduz a diferença de potencial elétrico, que é o responsável pelas forças de repulsão que se deseja eliminar ou reduzir. Reduzindo as forças de repulsão entre os colóides, as forças de atração de Van der Waals predominam.

Entretanto, os coagulantes mais utilizados, os sais de alumínio e de ferro, quando adicionados à água, sofrem reações de hidrólise produzindo espécies hidrolisadas em solução, que não são íons indiferentes, e hidróxidos, que precipitam quando o limite de solubilidade é excedido. A formação e equilíbrio entre as espécies hidrolisadas dependem da dosagem do coagulante e do pH de coagulação.

#### b) Adsorção e Neutralização de Carga

No mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, o íon positivo adicionado não é um íon indiferente e tem maior afinidade pela superfície da partícula do que pela água, sendo adsorvido na superfície do colóide reduzindo sua carga, e as forças de repulsão. Neste mecanismo pode-se neutralizar a carga da partícula ou promover sua reestabilização (reversão de carga) se houver disponibilidade de coagulante e superfície livre no colóide, já que, segundo Masschelein (1992), a adsorção de íons na superfície do colóide não é regida pela carga superficial da partícula. Assim, qualquer energia que se aplique no sistema provocará a agregação das partículas. Como para a formação posterior do floco a partícula não precisa ser necessariamente neutralizada, alguns pesquisadores preferem denominar esse mecanismo de adsorção e desestabilização de cargas.

Para Di Bernardo (1993), este mecanismo deve ser utilizado em estações de tratamento de água cujo processo, após coagulação, seja a filtração direta, pois as partículas desestabilizadas ficarão retidas no interior do meio filtrante da unidade de filtração.

#### c) Varredura

O mecanismo de varredura ocorre quando a dosagem de coagulante é alta o suficiente para exceder o limite de solubilidade do mesmo na água. Assim, os hidróxidos, formados a partir das reações do coagulante metálico com a alcalinidade da água, precipitam-se, envolvendo os colóides e as partículas suspensas (ARBOLEDA, 1992).

O mecanismo da varredura tem sido bastante empregado em estações de tratamento de água do tipo completa, sendo esta com floculação e sedimentação antecedendo a etapa de filtração. Os flocos formados são maiores do que aqueles formados pela adsorção e neutralização de cargas, e conseqüentemente, as suas velocidades de sedimentação são maiores (STUMM e O'MELIA, 1968).

#### d) Adsorção e Formação de Pontes

A desestabilização por adsorção e formação de pontes ocorre quando um ponto de adsorção disponível na superfície do colóide é coberto, deixando outros pontos disponíveis para uma segunda adsorção. Um composto de cadeia longa (polímero) pode ser adsorvido na superfície de uma partícula, deixando segmentos

livres para serem adsorvidos por outras partículas, fazendo a ligação entre elas, formando as pontes.

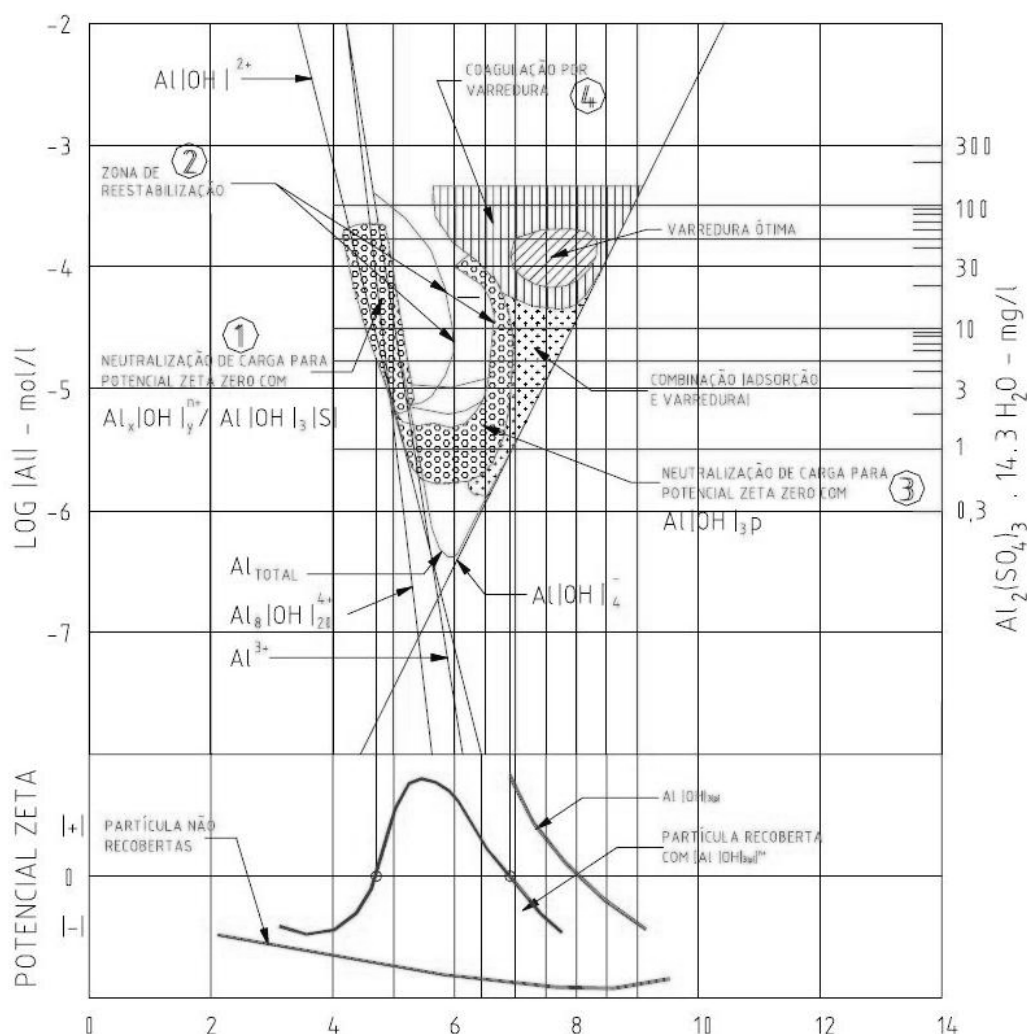
Segundo Amirtharajah e O'Melia (1990), polímeros catiônicos, aniônicos e neutros podem ser coagulantes eficientes e desestabilizar colóides carregados negativamente. O mecanismo de adsorção e formação de pontes necessita que os segmentos livres dos polímeros adsorvidos estejam distantes da superfície do colóide o suficiente para que sejam atraídos por outro colóide que apresente superfície disponível para adsorção desse segmento polimérico livre. A coagulação por esse mecanismo também pode levar o colóide à reestabilização.

Uma vez desestabilizadas, por um ou mais dos mecanismos de coagulação, as partículas têm a oportunidade de se unir por sucessivas colisões até formar flocos. A rapidez com que ocorre a formação dos flocos depende do tamanho das partículas em relação ao estado de agitação do líquido, da concentração das mesmas e do seu grau de desestabilização, que é o que permite que as colisões sejam efetivas para produzir aderência (ARBOLEDA, 1992).

### **3.1.2 Diagramas de coagulação**

Para garantir uma coagulação-floculação eficiente na ETA, recorre-se geralmente, a ensaios em escala de bancada. O ensaio com equipamento de teste de jarros vem sendo a ferramenta mais largamente empregada para estabelecer parâmetros como dosagens necessárias, valores de pH e gradientes de velocidade (intensidades de mistura).

Para prever as condições químicas em que a coagulação pode ocorrer, faz-se uso dos diagramas de coagulação. Amirtharajah e Mills (1982) com base em dados experimentais e na compilação de diversos trabalhos de diversos autores, desenvolveram um diagrama de coagulação para águas sintéticas e naturais, baseado no diagrama de solubilidade do alumínio e nas condições de pH e dosagem de sulfato de alumínio. A Figura 2 mostra o diagrama construído por esses autores.



**Figura 2: Diagrama de coagulação (AMIRTHARAJAH e MILLS, 1982).**

No diagrama apresentado na Figura 2 é possível observar as regiões de pH e dosagem em que predominam os diferentes mecanismos de coagulação. Entretanto, é importante ressaltar que as fronteiras de cada região variam em função da qualidade da água, enfatizando a necessidade de construir o diagrama de coagulação para cada situação específica. As regiões são descritas por Di Bernardo, (1993) são:

**REGIÃO 1:** Nesta região ocorre a neutralização de carga das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas, positivas de alumínio, que são adsorvidas na superfície dos colóides. Com o pH mantido num valor constante de 4,8, o potencial zeta aproxima-se de zero, e a dosagem de sulfato de alumínio poderá variar, aproximadamente, de 10 a 70 mg/L.

**REGIÃO 2:** Esta região com o valor do pH maior do que 4,8, tem o valor do potencial zeta positivo, e também os colóides se tornam positivos, sendo esta zona caracterizada pela reestabilização. Na delimitação superior da região de

reestabilização, inicia-se a região de desestabilização, que tem sido atribuída à presença de íons  $\text{SO}_4^{2-}$  e ao aprisionamento dos colóides reestabilizados em complexos de sulfato do tipo  $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})\text{SO}_4^+$ .

REGIÃO 3: Para dosagens de coagulante, com dosagens compreendidas entre 3 e 30 mg/L, esta região tem denominação de “corona”, na qual o mecanismo de coagulação é devido à neutralização de carga pelo hidróxido de alumínio positivo, sendo esta a região ideal para coagulação quando se tem filtração direta.

REGIÃO 4: Nesta região, onde predomina a coagulação pelo mecanismo da varredura, com pH variando no intervalo de 5,5 a 9 e dosagens acima de 30 mg/L, ocorre a formação de precipitados de hidróxidos de alumínio, juntamente com as partículas coloidais aprisionadas aos mesmos. A tecnologia de tratamento para esta região é do tipo com estações completas, ou seja, com decantadores antecedendo aos filtros, pois os flocos obtidos são de tamanho maior quando comparado aos flocos das outras regiões, sendo facilmente removidos pelos decantadores.

Um aspecto importante em relação aos diagramas de coagulação é que, dependendo do mecanismo no qual a coagulação seja realizada, são determinadas as condições iniciais de mistura mais adequadas. Se o mecanismo de coagulação for adsorção e neutralização de cargas, a mistura do coagulante com a água deve ser rápida e intensa (gradiente de mistura elevado), a formação das espécies hidrolisadas mono e polinucleares é extremamente rápida, da ordem de  $10^{-3}$  a  $10^{-2}$  s. Logo, se a mistura não for intensa e rápida, a formação dessas espécies não é otimizada, podendo haver, por exemplo, a formação de precipitados em determinadas regiões do misturador em que a concentração dos íons metálicos seja mais elevada. Se o mecanismo de coagulação for a varredura, entretanto, o tempo de mistura pode ser maior e a intensidade menor, já que a formação de precipitados ocorre em alguns segundos (AMIRTHARAJAH e MILLS, 1982).

## 3.2 SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação é uma operação física em que as partículas suspensas com densidade superior à do meio líquido apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade. O principal objetivo da sedimentação é produzir um efluente clarificado (VON SPERLING, 1996).

Os primeiros estudos no intuito de aplicar essa técnica no tratamento de água datam do século XX, sendo indicada para águas que apresentam elevada turbidez e que contenham poucas partículas com baixa densidade, como é o caso das algas.

### 3.2.1 Tipos de Sedimentação

Basicamente, existem quatro tipos distintos de sedimentação (OLIVEIRA, 2005; FABRETI, 2006):

**Tipo I - Sedimentação discreta**, é a sedimentação de partículas não floculentas, cujas características, dimensão e velocidade da mesma não se alteram ao longo do processo, ou seja, são conservadas as suas propriedades físicas (Ex: sedimentação característica de caixas de areia);

**Tipo II - Sedimentação floculenta**, durante o processo ocorrem colisões entre as partículas coloidais formando agregados maiores e com velocidade de sedimentação variável, tendo, portanto, suas características (forma, tamanho e densidade) alteradas (Ex: sedimentação que ocorre na parte superior de decantadores secundários de ETEs e ETAs);

**Tipo III - Sedimentação zonal (Sedimentação por zona)**, conhecida também como sedimentação “impedida”, na qual, devido à elevada concentração de sólidos, forma-se um manto que sedimenta como uma massa única de partículas (Ex: sedimentação típica da parte inferior dos decantadores de ETE);

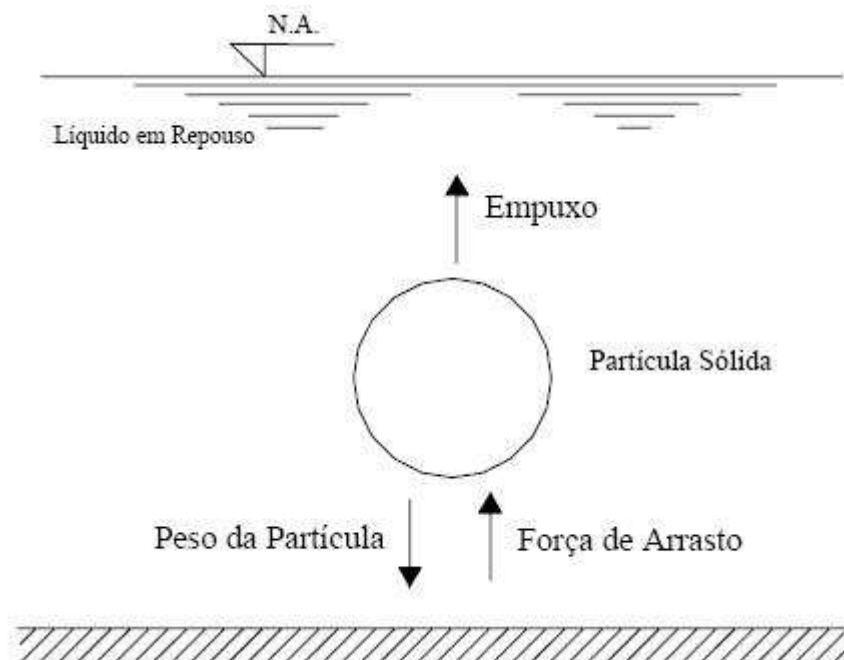
**Tipo IV - Sedimentação por compressão**, ocorre quando as concentrações de sólidos são ainda mais elevadas; a sedimentação pode ocorrer apenas por compressão da estrutura das partículas. Isto acontece devido ao peso das partículas, em que parte da água é removida da matriz dos flocos diminuindo o seu volume (Ex: sedimentação típica em adensadores de lodo).

### 3.2.2 Teoria da Sedimentação – Partículas Discretas

A teoria da sedimentação baseia-se no fato de que qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula, como visto na Figura 3. A partir de então, a velocidade descendente será constante e é denominada de velocidade de sedimentação (DI BERNARDO, 1993). Pesquisadores como Stokes e Newton, no intuito de facilitar o entendimento do processo de sedimentação, propuseram equações que correlacionavam essas forças atuantes na partícula. Porém, apesar das equações sugeridas serem consistentes do ponto de vista teórico, não fornecem parâmetros para serem usados no tratamento de água, pois tais equações se baseiam no movimento de partículas discretas.

Define-se como partícula discreta, a partícula cuja forma, a densidade ou o tamanho não são alterados durante a sedimentação. Considera-se que durante todo o processo de sedimentação o movimento de uma partícula não interfere no movimento de outra partícula, como se a partícula estivesse sozinha no meio líquido.





**Figura 3: Forças atuantes em uma partícula sólida durante a sedimentação (Di BERNARDO, 1993).**

Da aplicação das leis básicas da sedimentação resulta que a velocidade de sedimentação depende das dimensões (e forma) das partículas e sua massa específica. No tratamento de água completo, os flocos obtidos apresentam grandes variações de tamanho, forma e massa específica, dependendo principalmente, do tipo de coagulante, auxiliar de floculação, qualidade da água bruta, características da coagulação e da floculação (DI BERNADO, 1993).

### **3.2.3 Decantador ideal – Remoção de partículas discretas**

Uma modelagem matemática para projeto de decantadores foi proposta por Hazen, no ano de 1904, partindo das seguintes premissas: a) o decantador é um tanque ideal (não sofre interferências externas ao fenômeno); b) o escoamento é contínuo e não turbulento; c) as partículas são discretas, com mesma velocidade de sedimentação; d) a sedimentação de uma partícula qualquer é livre, isto é, não há interferência de uma partícula sobre a sedimentação de outra; e) não há ressuspensão de partículas sedimentadas. O decantador ideal pode ser dividido em quatro zonas distintas, como representado na Figura 4:

- Zona de entrada: destinada a distribuir uniformemente o afluente na seção transversal do tanque;
- Zona de sedimentação: onde as características hidráulicas do escoamento permitem a deposição das partículas;
- Zona de lodo: destinada a armazenar temporariamente as partículas removidas;
- Zona de saída: destinada a coletar uniformemente a água decantada.

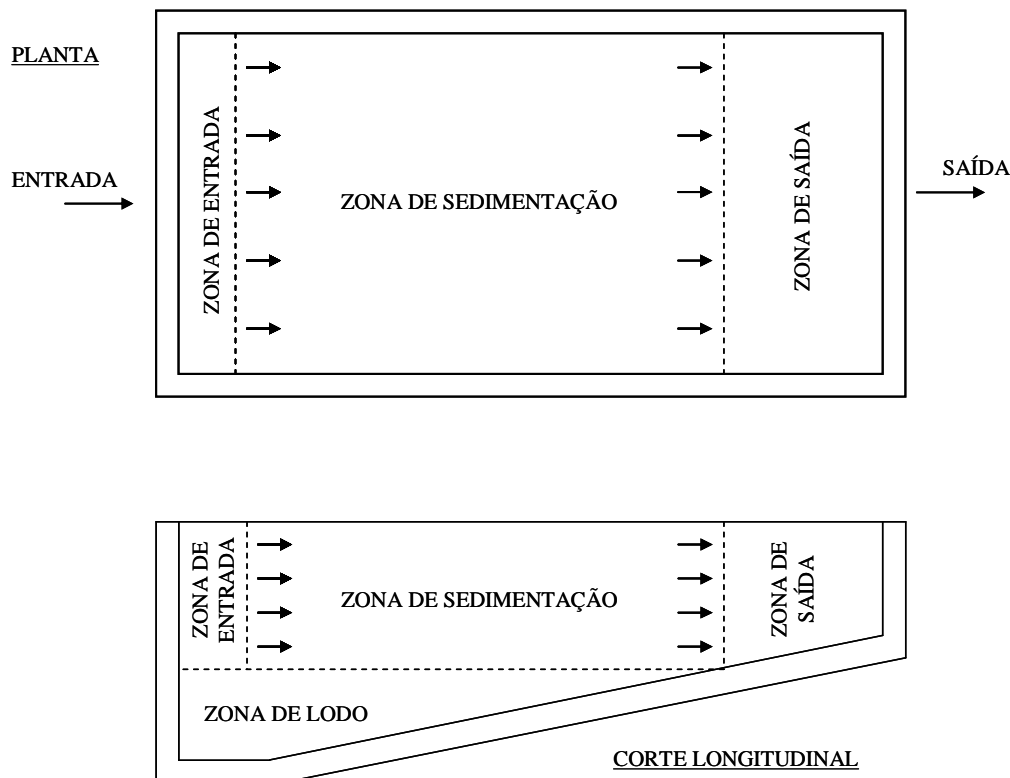


Figura 4: Esquema em planta e corte de um decantador ideal (DI BERNARDO, 1993).

Independente das considerações feitas por Hazen (1904), que restringem a aplicabilidade de seu modelo, a teoria proposta foi importante para mostrar que a eficiência de remoção das partículas discretas no tanque é função da área superficial do decantador e independente da profundidade e do tempo de detenção no tanque.

### 3.2.4 Decantador não ideal

No tratamento de água, verifica-se que as partículas não se caracterizam como discretas, mas sim, floculentas. Essas partículas aglomeram-se formando flocos que tendem a crescer de tamanho à medida que sedimentam. Devido ao aumento dos tamanhos, as partículas têm sua velocidade de sedimentação maior e crescente. Cabe ressaltar que a velocidade de sedimentação é função da qualidade da água bruta, das características químicas da coagulação e dos parâmetros físicos da floculação.

Observa-se que nos decantadores reais, a floculação ocorre à medida que as partículas se dirigem para o fundo. Portanto, quanto mais hipóteses de contacto elas tiverem, maior a formação de flocos. Por conseguinte, a sedimentação floculenta tem sua eficiência melhorada com o aumento da profundidade do tanque e do tempo médio de detenção. No entanto a área superficial do decantador e a taxa de escoamento superficial são os parâmetros ainda mais importantes a serem considerados (Di BERNARDO, 1993; VON SPERLING, 1996).

Dadas as dificuldades de se prever a sedimentação das partículas floculentas, recorre-se aos ensaios de floculação e sedimentação em aparelhos de laboratório (testes de jarro) ou, preferencialmente, em colunas de sedimentação.

### 3.2.5 Fatores que afetam a sedimentação

Segundo Kawamura (2000), existem diversos fatores que podem afetar o processo de sedimentação, tais como as características da água bruta, a velocidade de sedimentação das partículas suspensas, as condições climáticas, as características geológicas do local, as variações de vazão, a ocorrência de curto-circuitos hidráulicos, o tipo de sedimentador e método de remoção do lodo.

#### a) Características da água bruta

Variações nas características da água bruta comprometem a qualidade do efluente do decantador. Mudanças repentinas na temperatura da água, mesmo que seja na ordem de 0,5 °C, podem levar a consideráveis variações na densidade da água. A depender do valor da densidade, a água afluenta poderá situar-se no fundo do sedimentador e promover a resuspensão do lodo sedimentado, ou situar-se na superfície da massa líquida do decantador, e promover um curto-circuito hidráulico. No que diz respeito às condições climáticas, para efeito de projeto, deve-se considerar variações diárias e sazonais da temperatura da água e do ar, nível de precipitação da chuva e intensidade e duração dos ventos.

A eficiência do processo também pode ser afetada quando da ocorrência de aumentos súbitos da quantidade de material em suspensão na água a ser tratada, pois esse aumento leva a uma maior quantidade de flocos que, por sua vez, pode gerar a necessidade de realização de descargas de lodo em tempos menores.

#### b) Configuração dos decantadores

A configuração dos tanques de sedimentação é fortemente influenciada pela forma, declividade e demais condições geométricas da ETA. Os sedimentadores convencionais podem ser retangulares de fluxo horizontal, ou circulares com alimentação central. Os primeiros são os que melhor suportam sobrecargas hidráulicas. Variações bruscas de vazões geram sérios distúrbios na eficiência do sedimentador.

A configuração mais comum nas ETAs é a formada por baterias de decantadores retangulares com paredes laterais comuns, ligados às unidades de floculação e filtração por canais, e que apresentam fluxo horizontal. Essa configuração oferece diversas vantagens, como a redução do custo de construção, minimização da área requerida, distribuição facilitada da água floculada entre os tanques, minimização das tubulações, redução da possibilidade de quebra do floco no percurso floculador-sedimentador.

Com o objetivo de aumentar a taxa de escoamento superficial dos decantadores desenvolveu-se o decantador de alta taxa. Com a adoção desse tipo de sedimentador consegue-se diminuir a área requerida ou usá-la para tratar uma vazão maior. Podem ser constituídos de dutos de seção quadrada, circular ou por placas planas.

O conhecimento da velocidade de sedimentação da partícula, que determina a taxa de aplicação superficial, é de fundamental importância, pois é o principal parâmetro de projeto do decantador. A velocidade de sedimentação pode variar

consideravelmente com o tipo de coagulante empregado, as condições de floculação e a natureza do material em suspensão presente na água bruta. Segundo Metcalf e Eddy (2003), quando o sedimentador for projetado para remover flocos formados a partir da adição de sais de ferro e de alumínio, é recomendado que a taxa de aplicação superficial esteja compreendida entre  $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e  $48 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ .

Um grave problema que pode ocorrer no sedimentador é a existência de curtos circuitos hidráulicos. Erros no dimensionamento da distância entre a entrada e saída da água nessa unidade ou inadequado dispositivo de entrada de água floculada ou de saída da água decantada podem levar a formação de caminhos preferenciais. Como mencionado anteriormente, a criação de correntes térmicas no sedimentador também pode levar a curtos circuitos.

### c) Remoção do lodo

Segundo Arboleda (1992), um dos aspectos mais críticos da operação de uma ETA é o manejo do lodo produzido. Dependendo da forma de operação, do total do lodo gerado em uma ETA convencional, 60 a 70% é proveniente do sedimentador.

As impurezas retidas nos sedimentadores podem ser removidas de forma contínua ou periódica, manual ou mecânica. Quando a remoção é periódica, é comum o armazenamento por mais de 60 dias, possibilitando que substâncias como metais pesados e toxinas, que tenham sedimentado, permaneçam em contato com a água por esse período, comprometendo a segurança da mesma.

## 3.3 FLOTAÇÃO

A flotação é um processo usado para separar partículas sólidas de uma fase líquida. A separação é feita por meio da introdução de microbolhas de gás (geralmente o ar) na água. Essas microbolhas, ao aderirem à partícula, formam um aglomerado de densidade menor que a água, levando-o a flutuar até a superfície, formando uma espuma que posteriormente é removida (METCALF e EDDY, 2003).

A flotação tem sido empregada, desde o início do século, nas indústrias de beneficiamento de minério e de papel e, com o tempo, passou a ser aplicada ao tratamento de águas residuárias e de abastecimento (DI BERNARDO, 1993). As primeiras pesquisas sobre a FAD aplicada ao tratamento de água no Brasil tiveram início em meados da década de 80 na Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (REALI e CAMPOS, 1985).

### 3.3.1 Tipos de flotação

Dentre os processos de flotação normalmente utilizados, destacam-se a flotação por ar disperso ou induzido (FAI), a flotação eletrolítica ou eletroflotação (EF) e a flotação por ar dissolvido (FAD), diferenciados, basicamente, em função da forma de produção de bolhas.

### **3.3.1.1 Flotação por ar disperso ou induzido**

Utilizam-se rotores ou meio porosos para promover simultaneamente a dispersão, aeração e agitação da suspensão com produção de bolhas de ar que têm cerca de 1 µm de diâmetro (Di BERNARDO, 1993). Esse diâmetro, relativamente grande para o processo, e a alta turbulência, configuram-se em desvantagens, pois aumentam as possibilidades de quebra do floco. Além disso, leva a produção de espuma (lodo) com baixa concentração de sólidos. Por essas características, esse tipo de flotação não é recomendado para o tratamento de água.

### **3.3.1.2 Flotação eletrolítica ou eletroflotação**

A introdução de dois eletrodos em meio aquoso gera uma corrente elétrica de baixa voltagem que produz bolhas de hidrogênio e oxigênio a partir da quebra das moléculas de água (ZABEL e MELBOURNE, 1980). De forma geral, como as bolhas formadas apresentam diâmetro pequeno (30 µm) e o seu processo de formação provoca pouca turbulência, esse tipo de flotação é indicado para remoção de flocos frágeis e de baixa densidade (ZABEL, 1984).

Segundo Stevenson (1988), a flotação eletrolítica apresenta baixo custo de capital, já que não é necessário o uso de bombas e compressores, sendo indicada para pequenas estações de tratamento. Entretanto, tem como desvantagem o elevado custo operacional referente à energia elétrica e à reposição dos eletrodos, a possível contaminação da água por metais provenientes da dissolução dos eletrodos e a utilização de baixas taxas de aplicação (1 a 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h) (ZABEL, 1984; PINTO FILHO, 1999).

Este processo é utilizado para o tratamento de efluentes radiativos, despejos com tintas e emulsões de pintura, no qual a obtenção das bolhas de H<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> é feita pela eletrólise da água (AISSE *et al.*, 2001).

### **3.3.1.3 Flotação por ar dissolvido (FAD)**

Esse processo foi empregado nas indústrias de minério e de papel desde o início do século XX. Na década de 50, passou a ser utilizado no tratamento de águas residuárias. Somente a partir dos anos 60, começaram as pesquisas e aplicações da flotação para o tratamento de água para abastecimento. No Brasil, em meados da década de 80, principiou-se o estudo desse processo (OLIVEIRA, 2005).

O processo de flotação é definido como a remoção de partículas, por meio da introdução de microbolhas de ar, que, quando em contato com as partículas, formam um aglomerado partícula-bolha de densidade aparente menor que o da água, que tende a flutuar até a superfície do tanque de flotação, onde é removido. No tratamento de água, o tipo de flotação mais utilizado é a flotação por ar dissolvido com pressurização do reciclo. Neste sistema, parte da água clarificada é saturada com ar sob pressão e, em seguida, é introduzida no tanque de flotação, que se encontra à pressão atmosférica, ocorrendo a liberação de microbolhas (LACERDA *et al.*, 1997).

Existem outros meios de promover a redução de pressão, como na flotação a vácuo e na microflotação. Na flotação à vácuo, o ar dissolvido na água à pressão atmosférica é liberado sob a forma de microbolhas, pela redução da pressão numa

unidade chamada câmara de pressão negativa (REALI e CAMPOS, 1985). A microflotação, por sua vez, é um processo cuja saturação de ar é realizada pelo aumento da pressão hidrostática (LACERDA, 1997). Entretanto nesses processos a variação de pressão fica limitada a 1 atm, o que se torna uma desvantagem.

O processo de FAD sob pressão é o mais vantajoso para o tratamento de água por não promover forte agitação, permitir um melhor controle da produção de bolhas de ar, que está relacionada com a diferença entre a pressão de saturação e a atmosférica e não necessitar de aplicação de produtos escumantes que podem interferir na qualidade da água tratada. Além disso o processo é característico por empregar altas taxas de aplicação superficial, que levam a tempos de detenção reduzidos, tornando o processo de FAD o mais econômico em termos de custo de investimento, já que os gastos com construção civil são menores e remover com facilidade o lodo produzido, evitando desperdícios de água, já que o mesmo apresenta elevado teor de sólidos (CAMPOS e REALI, 1985).

Existem três tipos de FAD sob pressão: com pressurização total do afluente ao tanque de flotação; com pressurização parcial do afluente; e com recirculação e pressurização parcial do efluente. A Figura 5 ilustra essas formas de flotação.

Na FAD com pressurização parcial do efluente, uma parcela da água clarificada é saturada com ar sob pressão elevada e, em seguida, injetada no tanque de flotação por meio de dispositivos redutores de pressão. Na saída desses dispositivos ocorre a formação de microbolhas de ar que entram em contato com a água floculada, produzindo um aglomerado floco-bolha que ascende à superfície do tanque, formando uma camada de lodo a ser removida posteriormente.

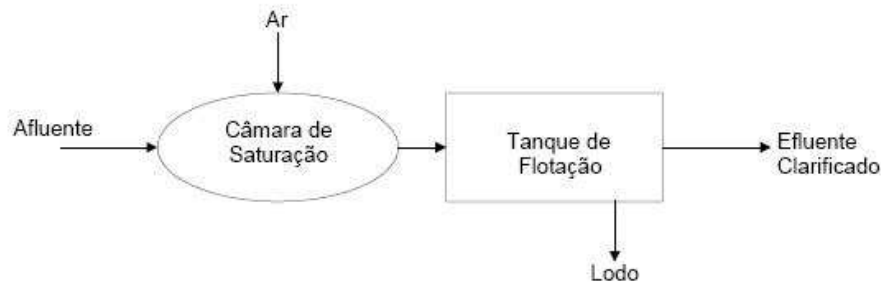
A flotação por ar dissolvido com pressurização parcial do efluente clarificado é a tecnologia mais recomendada, pois minimiza a ruptura dos flocos formados na etapa de coagulação/floculação, (LACERDA *et al.*, 1997), uma vez que esses não são submetidos ao sistema de pressurização e aos dispositivos redutores de pressão como no caso das alternativas (a) e (b) da Figura 5. Dessa forma, a flotação com recirculação pressurizada proporciona menor nível de turbulência na água floculada (DI BERNARDO, 1993).

O controle da quantidade do ar que entra no tanque de flotação pode ser realizado alterando-se a pressão de saturação ou a taxa de ciclo ou ambos. A qualidade da água tratada depende apenas da quantidade de ar fornecido (GREGORY e ZABEL, 1990). Longhurst e Graham (1987) confirmaram melhora na clarificação da água tratada com o aumento da quantidade de ar disponível. Entretanto, pode ocorrer aumento da turbulência no ponto de introdução de ar com o aumento do percentual recirculado, de forma que se esse valor for muito elevado, pode resultar na quebra dos flocos formados e na deterioração da qualidade da água tratada.

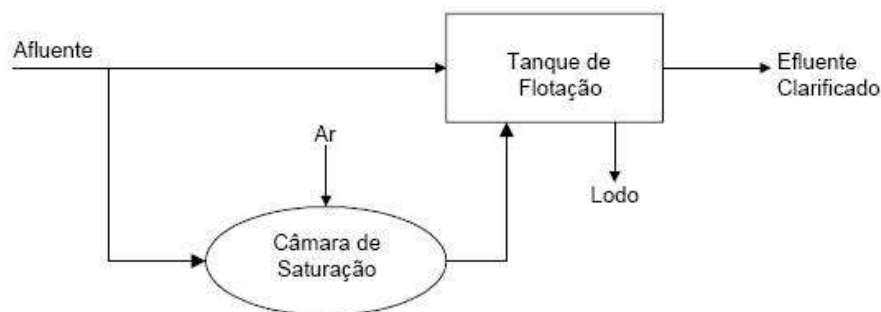
De acordo com Teixeira (2003), as bolhas de gás são obtidas por meio da liberação da parcela de gás previamente dissolvida na massa líquida, devido à repentina queda de pressão na entrada do tanque de flotação.

O ar é injetado na unidade sob pressão (câmara de saturação), de modo a dissolvê-lo na água. Quando a água saturada é injetada na câmara de flotação, o que, normalmente, é feito juntamente com o efluente líquido previamente floculado, a pressão cai devido à pequena coluna líquida presente e o ar é impossibilitado de permanecer em solução, criando pequenas bolhas. Dessa forma, os flocos aderem às

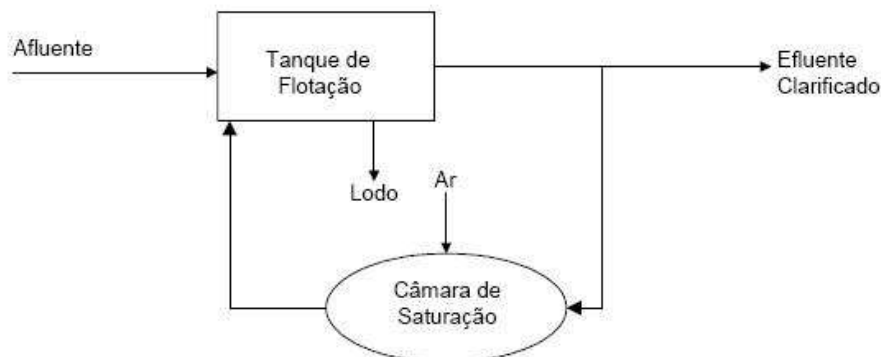
bolhas e são transportados até à superfície da câmara, onde são removidos por raspadores (TEIXEIRA, 2003).



a) Pressurização total do afluente



b) Pressurização parcial do afluente



c) Pressurização de parte do efluente recirculado

Figura 5: Arranjos da flotação por ar dissolvido sob pressão (LACERDA, 1997).

Dentre essas opções, o aconselhado no tratamento de água é a FAD com pressurização do efluente recirculado, pois nas demais opções os flocos, ao passarem pelo sistema de saturação, podem vir a ser rompidos (DI BERNARDO, 1993). Essa opção também possibilita o uso de equipamentos de menor porte para saturar a água.

Outro fator favorável ao uso da FAD com pressurização do efluente para clarificação de águas é a necessidade da vazão de recirculação ser relativamente pequena (7 a 15%) para se obter uma relação ar/sólidos (A/S) aceitável.

Hahn (1982) citado por Centurione Filho (2002) afirma que, com a formação de um complexo estável (bolha e partícula), a força resultante provocará o seu

movimento ascensional. A velocidade constante desse movimento é estabelecida quando as forças de empuxo e de arraste se igualam. É de se esperar que quanto maior a quantidade de bolhas aderidas maior será a velocidade ascensional, a qual pode ser expressa pela relação ar/sólidos (A/S).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a eficiência de um sistema de flotação por ar dissolvido depende da razão entre a massa de ar em relação à massa de partículas em suspensão (relação A/S) necessária para atingir determinado grau de clarificação. Essa razão varia em função do tipo de suspensão e deve ser determinada experimentalmente em laboratório.

### 3.3.2 Fatores que afetam a flotação

A realização dos processos de coagulação e de floculação adequadamente é um requisito essencial para atingir a eficiência na clarificação de água por flotação (COELHO *et al.*, 1991). As condições ótimas de coagulação (pH de coagulação e dosagem do coagulante) podem ser determinadas utilizando o equipamento de teste de jarros (GREGORY e ZABEL, 1990). Edzwald e Wingler (1990) sugerem que a dosagem do coagulante aplicada para a flotação deve ser um pouco menor do que a dosagem aplicada para a sedimentação, em função do processo de flotação não necessitar de flocos grandes como a sedimentação necessita, para serem removidos.

Segundo Kawamura (2000), os aspectos mais importantes a serem observados na flotação são: qualidade da água bruta, condições de coagulação e floculação, unidades de flotação, taxa de recirculação e sistema de saturação, remoção do lodo e o custo.

Kawamura (2000) alerta que a FAD pode não operar eficientemente quando se emprega a coagulação melhorada (enhanced coagulation), pois as altas dosagens de coagulante podem formar flocos pesados, que terão maior tendência a sedimentar. Esse autor sugere que os níveis de COT na água bruta que será tratada por flotação não devem ultrapassar 10 mg/L, para não ser necessário usar esse tipo de coagulação.

#### a) Características dos flocos

Em relação aos aspectos de floculação, é primordial garantir a formação de flocos pequenos e leves que agreguem grande quantidade de bolhas de ar para que assim possam ascender à superfície com maior facilidade. Para garantir flocos com essas características ideais à flotação, é necessária a adoção de um grau de agitação superior ao empregado na formação de flocos a serem sedimentados (ØDEGAARD, 1995), aplicando-se alta energia ( $G_f$  de 30 a 120  $s^{-1}$ ) em um tempo de detenção menor (15 a 20 min) de floculação (KAWAMURA, 2000).

Segundo Longhurst e Graham (1987), o ideal seria a formação de flocos com diâmetro entre 0,5 e 1 mm para serem removidos por FAD, portanto, menores do que Di Bernardo (1993) indica para a sedimentação, flocos com 3 a 4 mm de diâmetro.

#### b) Geração de bolhas

Edzwald (1995) relata que as microbolhas de ar formadas no processo de FAD devem apresentar dimensões variando entre 10 e 100  $\mu m$  e que há uma influência significativa do tamanho das bolhas na eficiência do processo. Caso as



bolhas sejam muito grandes, ocorrerá uma rápida taxa de ascensão dos flocos, excedendo o regime laminar requerido e causando uma diminuição na qualidade da água. O autor recomenda então que a diferença de pressão de saturação seja entre 4 e 6 atm. Entretanto, se as bolhas forem pequenas demais, a baixa taxa de ascensão do floco poderá gerar necessidade de mudanças nas dimensões da câmara de flotação (WILLIS, 1997).

Segundo Edzwald (1995), o ângulo de contato entre a bolha e o floco também influencia a flotação, de modo que ele deve ser finito e grande o suficiente para que o trabalho ou energia de adesão da água à partícula seja menor que a energia de coesão da água. Um ângulo de contato grande indica hidrofobicidade do floco e boa adesão entre eles. A magnitude do ângulo de contato, entretanto, depende da escala de tamanho das bolhas e partículas.

Em termos de recirculação e do sistema de saturação, recomenda-se que o comprimento do tanque não seja superior a 40 m, pois para tamanhos maiores aumenta-se a dificuldade para que a água de reciclo atinja uniformemente todos os pontos do tanque.

O sistema de saturação de ar equivale a aproximadamente 50% do custo total da unidade de flotação, sendo necessário que os custos de operação sejam minimizados, otimizando o projeto do sistema de recirculação (GREGORY e ZABEL, 1990).

#### c) Características dos tanques

A forma do tanque de flotação também interfere na eficiência do processo de flotação. Longhurst e Graham (1987) concluíram que os tanques de flotação retangulares são os mais adequados por minimizarem a quebra dos flocos formados, por maximizarem a eficiência hidráulica e pela simplicidade na construção.

Willis (1997) relata que não adianta usar tanques com profundidades maiores que 3,0 m, pois o aumento dessa dimensão não implica em melhor qualidade do clarificado. Por outro lado, não se deve usar tanques muito rasos, pois essa medida pode promover o carregamento de bolhas de ar para o efluente. Em termos de recirculação e do sistema de saturação, recomenda-se que o comprimento do tanque não seja superior a 40 m, pois para tamanhos maiores aumenta-se a dificuldade para que a água de reciclo atinja uniformemente todos os pontos do tanque.

#### d) Remoção do lodo

O lodo formado na superfície da unidade de flotação pode ser removido tanto continuamente como intermitentemente, por meio de equipamentos mecânicos ou por transbordamento (COELHO *et al.*, 1991). A remoção realizada por equipamentos mecânicos é mais onerosa, mas gera um lodo com alta concentração de sólidos (2 a 3%). Essa concentração de sólidos permite eliminar ou ao menos reduzir a necessidade do espessamento do lodo, tornando-se numa vantagem. A remoção por meio de descargas hidráulicas gera um lodo com baixa concentração de sólidos (0,2 a 0,5%) e leva a um desperdício em média de 2% de água. O sistema de remoção do lodo flotado pode atingir entre 10 e 20% do custo total da ETA (GREGORY e ZABEL, 1990; KAWAMURA, 2000; WILLIS, 1997).

Nesse processo de clarificação, as características da espuma (lodo) formada depende consideravelmente da qualidade da água a ser tratada. Por exemplo, flocos provenientes de águas contendo elevada cor e baixa alcalinidade quebram facilmente e, portanto, recomenda-se que a remoção de espuma se dê em até 30 minutos. Entretanto, quando o floco é proveniente de uma água com elevados níveis de turbidez e de algas, eles são mais resistentes e, segundo Gregory e Zabel (1990), mesmo sendo acumulado por 24 horas, esse floco não rompe.

A taxa de escoamento superficial (TES) é a relação  $Q/A$ , isto é, a vazão sobre a área horizontal do flotador e é usualmente dada em  $m^3/m^2/dia$ . Semelhante aos conceitos desenvolvidos para os decantadores, segundo os quais a taxa de escoamento superficial é numericamente igual à velocidade crítica de sedimentação, no caso da flotação, a velocidade crítica ascensional ( $V_{ca}$ ) é também numericamente igual à TES, isto é, todas as partículas com velocidade maior ou igual a  $V_{ca}$  serão removidas na flotação. Portanto, para uma determinada vazão, quanto maior a velocidade ascensional das partículas, maior será a TES e menor será a área requerida para a câmara de flotação (DI BERNARDO, 1993).

O mecanismo de coagulação mais apropriado para a FAD é objeto de divergência entre autores, por exemplo, Edzwald (1995), e Janssens e Buekens (1993) recomendam que a coagulação ocorra sob o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, uma vez que os flocos formados apresentam características ideais para a remoção por FAD, como a hidrofobicidade e a neutralização de cargas, que facilitam a formação do aglomerado floco-bolha. Entretanto, Realí (1994) relata que o mecanismo de varredura tende a formar flocos maiores e de estrutura aberta, e, dessa forma, de menor densidade e maior área de contacto com as bolhas, favorecendo, também, a formação do aglomerado floco-bolha. Como já mencionado, a predominância de um mecanismo de coagulação sobre outro depende do valor do pH de coagulação, do coagulante aplicado e da sua dosagem, da qualidade da água bruta, da carga e concentração de partículas.

### 3.4 ASPECTOS COMPARATIVOS ENTRE OS PROCESSOS DE FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

A FAD tem sido freqüentemente aplicada em novas estações de tratamento, sendo bastante efetiva para águas contendo altas concentrações de algas e cor verdadeira e baixa turbidez. Kawamura (2000) relata que a FAD opera sem problemas em águas com turbidez de até 50 uT, porém, se os valores passarem de 100 uT, a operação deve ocorrer apenas para curtos períodos.

Segundo METCALF e EDDY (2003), as taxas de escoamento superficial típicas usadas em projetos de decantadores secundários, normalmente, situam-se em  $16 m^3/m^2.dia$  e  $32 m^3/m^2.dia$  para vazões médias, chegando a valores máximos de  $48 m^3/m^2.dia$  para as vazões de pico.

A principal vantagem da FAD são as altas taxas de aplicação empregadas (entre 240 e  $360 m^3/m^2.dia$ ), se comparadas com a sedimentação, no geral, chegam a ser 10 vezes maior.

Uma desvantagem é o elevado custo operacional, em função da energia necessária para pressurizar as câmaras de ar (JANSSENS e BUEKENS, 1993). No,

entretanto, na maioria dos casos, o custo de implantação da FAD é menor do que o da sedimentação.

Outra desvantagem da FAD é que essas unidades devem ter sempre peças sobressalentes para reposição, bem como mão-de-obra qualificada para minimizar os problemas devido a eventuais paralisações. Por outro lado, Mouchet e Bonnélye (1998) relatam que se for considerado também o tratamento do lodo, o uso da flotação pode reduzir os custos operacionais entre 10 e 15% quando comparado à sedimentação. O lodo da flotação pode apresentar teor de sólidos até 6 vezes maior que o da sedimentação.

Em qualquer dos dois processos, sedimentação ou flotação, as condições de coagulação e floculação são de fundamental importância para a remoção das impurezas presentes na água. A literatura não relata diferenças no princípio químico entre esses processos, porém, segundo Willis (1997), em geral, a flotação não requer adição de polieletrólitos para melhorar a floculação.

Em termos de dosagem de coagulante, Edzwald *et al.* (1992) sugerem que a dosagem em ETAs com FAD deve ser menor que para as que possuem unidades de sedimentação, uma vez que na flotação não necessita de flocos grandes para ter eficiência, mas sim, de flocos desestabilizados.

Janssens (1992) relata que o emprego do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas promove a formação de flocos hidrofóbicos, ou seja, que repelem a camada de água de sua superfície, facilitando a adesão das microbolhas de ar. Além disso, forma flocos com cargas neutralizadas, o que os tornam ideais para serem removidos por FAD. Entretanto, como o mecanismo de varredura tende a formar flocos maiores e de estrutura aberta, levando-os a ter uma menor densidade e maiores áreas de contato com as bolhas de ar, resulta que esse mecanismo atua favorecendo a adesão das bolhas aos flocos (REALI, 1994). Lacerda (1997) relata, a partir de experimentos em ETA-piloto, elevadas remoções de turbidez e de algas tanto para pH 7, em que há predominância do mecanismo de varredura, quanto para pH 5, no qual prevalece o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas.

Portanto, verifica-se que qualquer mecanismo de coagulação pode ser efetivo, bastando para isso trabalhar empregando-se as dosagens ótimas e pH de coagulação adequado.

Em relação à sedimentação, o mecanismo que se mostra mais apropriado é o de varredura. Neste as partículas coloidais presentes na água comportam-se como núcleos de condensação para os precipitados formados ao se colocar o coagulante, gerando flocos de tamanhos maiores e que apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas, quando comparadas com as que são obtidas para flocos formados no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas. Portanto, torna-se mais fácil remover as partículas no decantador quando o mecanismo de coagulação por varredura predomina. Porém, não se pode afirmar que a coagulação por meio de adsorção-neutralização de cargas não possibilita remoções adequadas de partículas no decantador.

A literatura, em geral, reporta a necessidade de maiores tempos de detenção nas câmaras de floculação quando essas precedem a sedimentação, em comparação com a flotação, permitindo que, nesse último caso, o floculador apresente dimensões menores. Lacerda (1997), utilizando uma mesma dosagem de sulfato de alumínio, mesmo pH e variando o tempo de floculação em 18, 12 e 6 minutos, obteve melhores remoções de turbidez pela FAD para os tempos maiores. Em termos de gradientes de

velocidade, é comum que os valores adotados nos floculadores que precedem sedimentadores sejam menores do que nos que antecedem a flotação.

Para a formação de flocos pequenos, ideais à flotação, é necessária a adoção de um grau de agitação superior ao empregado na formação de flocos a serem sedimentados (ØDEGAARD, 1995), aplicando-se alta energia ( $G_f$  de 30 a 120  $s^{-1}$ ) em um tempo de detenção menor (15 a 20 min) de floculação (KAWAMURA, 2000).

Ambos os processos podem ter sua eficiência reduzida por fatores como: má distribuição da vazão, coleta desuniforme da água clarificada, curtos circuitos hidráulicos, ação dos ventos, formação de correntes térmicas ou de densidade, equipamentos ou métodos inadequados da extração do lodo.

Em relação à remoção do lodo gerado, quando emprega-se a FAD, a espuma formada é mais rapidamente removida do que o lodo acumulado no sedimentador.

Segundo Kawamura (2000), o sistema de FAD, em geral, possui custos de investimento (capital) menores do que os processos de sedimentação. Entretanto, a adição de equipamentos mecânicos na FAD pode tornar os custos de capital dos dois processos equivalentes. Os custos de operação de uma unidade de FAD são superiores quando comparados aos custos da sedimentação convencional, devido ao sistema de saturação de ar, às bombas de recirculação e à instalação, manutenção e operação dos equipamentos mecânicos do sistema de remoção de lodo.

### 3.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Segundo Tangerino e Di Bernardo (2005), a presença de matéria orgânica natural (MON) em corpos aquáticos, principalmente as frações dissolvidas, está relacionada à cor, ao gosto, às incrustações nas redes de distribuição e à formação de subprodutos tóxicos, como os trihalometanos. Estes subprodutos são originados através da aplicação de agentes oxidantes e desinfetantes, como o cloro e o dióxido de cloro, em águas para o abastecimento humano que apresentem matéria orgânica natural, neste caso representado como carbono orgânico dissolvido.

Ruohomäki *et al.* (1998) destacam que a presença de MON na água pode afetar a sua qualidade de várias formas: cor indesejável, complexação com metais, produção de concentrações de metais que excedem a solubilidade normal e reação com o cloro para produção de trihalometanos (THM). Grose *et al.* (1998) salientam a presença de MON na água bruta como potencializadora da produção de THM.

Guo *et al.* (2003) e Visco *et al.* (2005) afirmam que as concentrações de COT são influenciadas por uma gama de parâmetros, tais como a temperatura, a salinidade, o pH, as atividades microbiológicas e a vegetação local, sendo, desta forma, dependentes da sazonalidade do ambiente local. Com isto, valores de COT, altamente variáveis, dependem da biota local em que as águas serão coletadas. Segundo Visco *et al.* (2005), em corpos aquáticos, como rios e lagos, podem ocorrer variações na concentração de carbono orgânico total entre 2 mg/L a 10 mg/L. Águas subterrâneas e águas do mar apresentam valores, segundo este mesmo autor, inferiores a 1 mg/L, ao contrário de regiões pantanosas que apresentam valores superiores a 10 mg/L, consequência da alta atividade microbiana.

### 3.5.1 Características da MON

Segundo Schäfer *et al.* (1998) prevê-se que a MON contenha 40% de ácidos fúlvicos, 10% de ácidos húmicos e 50% de produtos indefinidos dos quais 40% são ácidos hidrofílicos. Os ácidos húmicos e fúlvicos representam a maior fração da matéria orgânica dissolvida presente em ambientes aquáticos e provêm da degradação química e biológica das plantas e resíduos animais, e da atividade de síntese microbiana. Estas substâncias são também importantes constituintes da fase coloidal (COMBE *et al.*, 1999).

Em pH neutros a elevados, em solução aquosa, as substâncias húmicas estão geralmente carregadas negativamente, devido à presença de numerosos grupos carboxílicos e grupos fenólicos. A redução do pH promove a neutralização dos ácidos húmicos e, como resultado, verifica-se o decréscimo de solubilidade destes compostos (COMBE *et al.*, 1999).

Ruohomäki *et al.* (1998) referem que em baixos valores de pH, inferiores ao pH de dissociação dos ácidos carboxílicos, as substâncias húmicas se apresentam em uma forma compacta, enquanto que a valores neutros de pH, as moléculas de ácidos húmicos tem uma forma mais linear. Isto deve-se, segundo Kabsch-Korbutowicz e Winnicki (1996), à agregação molecular de ácidos húmicos que diminuiu com o aumento de pH devido ao aumento da repulsão iônica entre moléculas de ácidos húmicos. Valores de pH superiores a 10 correspondem ao máximo de polidispersividade dos ácidos húmicos.

A MON pode ser separada em matéria orgânica dissolvida (MOD), matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica coloidal, a partir de sua separação por filtros com diferentes tamanhos de poros. A MOD é operacionalmente definida como a fração que atravessa o filtro com poro de 0,45  $\mu\text{m}$ , constituindo a maior parte da matéria orgânica em águas naturais (aproximadamente 80%). A MOD presente em águas naturais possui vários compostos orgânicos, sendo que a maior parte do carbono orgânico presente em ambientes aquáticos está na forma de substâncias húmicas, as quais correspondem a cerca de 50% da MOD com tamanho molecular aparente entre 500 Da a 10 KDa e o restante são compostos orgânicos identificáveis, substâncias não húmicas, tais como: carboidratos, gorduras e hidrocarbonetos (THURMAN *et al.*, 1982).

Thurman (1985) definiu que a MOP é o carbono orgânico retido na membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  presente em zooplâncton, algas e sólidos da matéria orgânica, correspondendo a aproximadamente 17% da MON. A MOP é usualmente removida pelos métodos convencionais de tratamento de água, como a coagulação, filtração e ajuste do pH (EDZWALD, 1993).

### 3.5.2 Substâncias Húmicas (SH)

A matéria orgânica presente em solos, turfas, sedimentos e em águas naturais apresenta várias substâncias de diferentes naturezas, as quais se encontram em vários estágios de decomposição, resultantes da degradação química e biológica de resíduos vegetais e animais, e da atividade de síntese de microrganismos. O material originado da degradação resulta em dois grandes grupos. O primeiro, denominado de substâncias não-húmicas, apresenta natureza definida sendo composto por aminoácidos, carboidratos, proteínas, ácidos orgânicos, ceras e resinas de baixa

massa molecular. O segundo é composto de substâncias húmicas, que são classificadas como substâncias orgânicas biogênicas, polieletrólíticas com propriedades similares à de biocolóides, de coloração escura, natureza heterogênea, elevada massa molecular, estrutura complexa e indefinida. (STEVENSON, 1982).

### **3.5.2.1 Classificação das substâncias húmicas**

Os estudos das SH tiveram início no fim do século XVIII, com o trabalho pioneiro de Achard em 1786. Neste estudo, o autor dissolveu turfas em solvente alcalino e obteve uma solução escura que precipitava com adição de ácidos. A origem do termo “ácidos húmicos” já era comum no tempo de Berzelius em 1839, cuja definição se mantém até hoje (STEVENSON, 1982).

Stevenson, (1982) introduziu o termo húmus (derivado do latim, que quer dizer equivalente ao solo) para descrever o material orgânico de coloração escura originado do solo. O autor observou que o húmus era produto de resíduos vegetais, rico em carbono e pobre em hidrogênio e oxigênio.

### **3.5.2.2 Estruturas das substâncias húmicas**

A estrutura molecular das SH tem sido investigada ao longo dos anos, sugerindo diferentes propostas estruturais. A maior dificuldade encontrada na definição de um modelo para as SH, deve-se à heterogeneidade e complexidade de suas estruturas, principalmente pela falta de uma identidade estrutural genérica, a qual é influenciada pela natureza e pelo mecanismo de decomposição (ROCHA e ROSA, 2003).

Através de estudos de ressonância magnética nuclear (RMN), Schulten e Schnitzer (1993) propuseram um modelo para ácidos húmicos (AH), em que se observa a presença de vários grupos carboxílicos, fenólicos, alcoólicos e grupos nitrogenados como aminas e nitrilas, além de grandes cadeias alifáticas. Os AH e ácidos fúlvicos (AF) são compostos similares, porém, apresentam algumas diferenças entre si. Os AH possuem um conteúdo maior de carbonos aromáticos, estrutura mais condensada, maior massa molar e menor teor de oxigênio que o AF. Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas, respectivamente, as estruturas moleculares dos AH e AF.

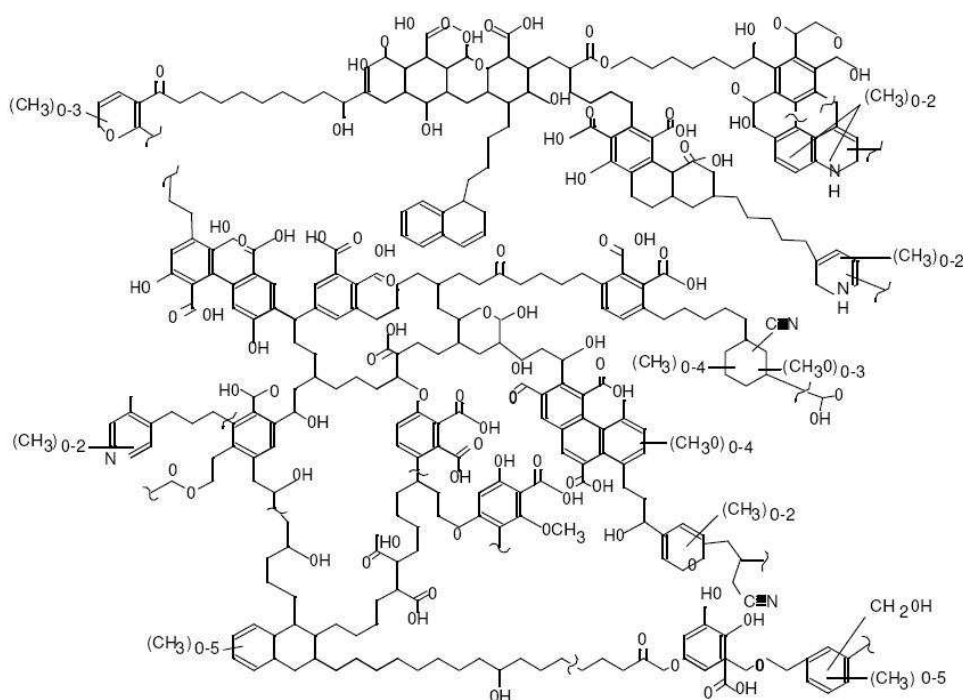


Figura 6: Estrutura proposta para os AH (SCHULTEN e SCHNITZER, 1993).

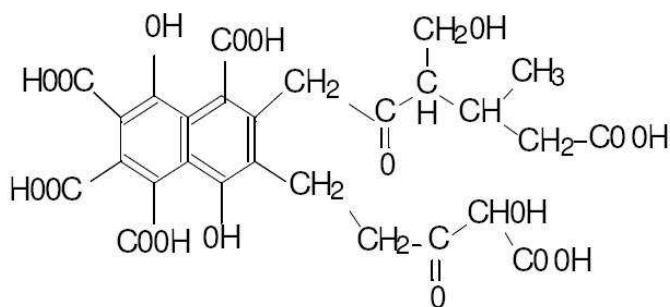


Figura 7: Estrutura proposta para os AF (SCHULTEN e SCHNITZER, 1993).

### 3.5.2.3 Substâncias húmicas aquáticas (SHA)

As características e propriedades das SH presentes no solo vêm sendo estudadas por pesquisadores há cerca de duzentos anos (STEVENSON, 1982). Entretanto, o interesse pelo estudo das SHA aumentou nos últimos trinta anos, principalmente pela razão da origem da coloração de determinados tipos de águas devido à presença dessas substâncias (THURMAN, 1985a).

A água pode conter substâncias de diferentes origens, concentrações e características. Sua formação pode dar-se no ambiente aquático (autóctone) e/ou a partir de plantas terrestres (alóctone). As SH encontradas em solos e sedimentos são transportadas para as águas naturais por processos de lixiviação e/ou erosão, as quais são formadas pela decomposição da biomassa terrestre, podendo também ser formadas diretamente no meio aquático por decomposição de plantas e de microrganismos aquáticos. Cada sistema aquático tem as suas características físicas, químicas e biológicas próprias, como: cor, turbidez, temperatura, pH, alcalinidade,

condutividade elétrica, salinidade, nutrientes, algas e microrganismos entre outros parâmetros, os quais afetam a produção e degradação das SHA. Portanto, o tipo de água (rio, lago ou mar) e as condições climáticas são fatores determinantes na formação e no processo de humificação (THURMAN, 1985a).

### 3.5.3 Métodos de determinação da matéria orgânica natural

Em termos de qualidade da água, o indicador mais utilizado para a obtenção de informações quantitativas e qualitativas da matéria orgânica tem sido o carbono orgânico total (COT). Na prática, a presença de carbono orgânico é proveniente de fontes naturais, não influenciando diretamente na saúde humana. Entretanto, as atividades antrópicas propiciam a formação de compostos aromáticos, os quais atuam na saúde humana (VISCO *et al.*, 2005).

A análise do COT é uma medida indireta da concentração de matéria orgânica presente na água, pois não fornece informações sobre a sua natureza e estrutura, apenas quantifica os componentes orgânicos presentes na amostra analisada, sendo necessárias outras análises para a qualificação desta matéria orgânica. No entanto, sabe-se que, em águas não poluídas, a presença de COT pode estar relacionada à degradação de vegetais e animais e, também, às substâncias húmicas, como os ácidos húmicos, fúlvicos e compostos com baixa massa molecular, tais como os ácidos orgânicos e os aminoácidos, estes em menor quantidade. Por outro lado, a presença de COT em águas poluídas resulta de atividades antrópicas como a utilização de fertilizantes, pesticidas, agentes surfactantes e soluções oriundas de efluentes tratados em ETAs com baixa eficiência (GUO *et al.*, 2003; VISCO *et al.*, 2005).

Em relação aos métodos utilizados para determinação da matéria orgânica natural, a absorbância ao UV<sub>254nm</sub> é considerado um bom parâmetro para estimar as concentrações de matéria orgânica e precursores de trihalometanos (EDZWALD *et al.*, 1985). Estudos na literatura utilizam a absorbância a UV<sub>254nm</sub> como medida para determinação de ácidos húmicos (KABSCH-KORBUTOWICZ e WINNICKI, 1996; COMBE *et al.*, 1999).

Assim e sistematizando, a medida que quantifica a MON é o COT, enquanto que as substâncias húmicas são quantificadas através de UV<sub>254nm</sub> uma vez que este comprimento de onda é característico de grupos aromáticos e ligações duplas.

Outra medida também utilizada para caracterizar as substâncias húmicas é a absorbância específica ao UV (SUVA), que se define como a razão entre a absorbância ao UV<sub>254nm</sub>, em metros, por unidade de carbono orgânico dissolvido (COD), em mg/L. Van Benschoten; Edzwald, (1990), propuseram que valores de SUVA entre 4 e 5 determinam que o COD na água é composto largamente por substâncias húmicas, sendo este hidrofóbico, aromático e com maior peso molecular quando comparado com valores de SUVA mais baixos. Para valores de SUVA abaixo de 3, o COD é composto largamente por materiais não húmicos, sendo a matéria orgânica relativamente hidrofílica, menos aromática e com peso molecular mais baixo quando comparada com águas com SUVA mais elevados.

Esta medida é também referida pela Environmental Protection Agency (EPA) dos EUA como necessária na determinação da tratabilidade da água por coagulação. Assim, para águas com baixos valores de SUVA, isto é, compostas



fundamentalmente por materiais não húmicos, o tratamento por coagulação não é recomendável (EPA, 1999).

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Para atingir os objetivos propostos, foram realizados estudos em escala de bancada, em regime de batelada. Esses estudos são ideais para fornecer resultados preliminares para posterior avaliação em sistemas de escoamento contínuo ou em sistemas em escala piloto.

Para realização dos ensaios utilizou-se água coletada na Lagoa do Peri, manancial utilizado como fonte de abastecimento de água potável para a costa leste/sul da Ilha de Santa Catarina. Após a coleta, procedeu-se a caracterização da água de estudo em função dos parâmetros pH, temperatura, cor aparente, cor verdadeira, turbidez, oxigênio dissolvido, alcalinidade, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais, matéria orgânica e substâncias húmicas através da absorbância UV<sub>254nm</sub>.

A Lagoa do Peri é o manancial utilizado pela CASAN (Companhia Catarinense de águas e Saneamento) para abastecer o sul e a costa leste da Ilha de Florianópolis, a qual se situa na faixa sudeste da Ilha de Santa Catarina. Como antiga enseada, foi sendo bloqueada em seu contato com o mar pelo processo natural de sedimentação, até assumir a configuração atual, representada pela Figura 8. Por situar-se ligeiramente acima do nível oceânico, tendendo a comportar-se como uma lagoa suspensa, o que facilitou a rápida dessalinização, assegurada pela recepção de fluxos fluviais e de água de escoamento superficial difuso, proveniente das precipitações pluviais. Assim, ao mesmo tempo em que reúne condições de potabilidade em relação a suas águas, tornou-se habitat de espécies de peixes e crustáceos (POLI *et al.*, 1978).

A bacia hidrográfica da Lagoa do Peri está situada na parte sul da Ilha de Santa Catarina, a 27° 43' 30" de latitude Sul e 48° 32' 18" de longitude Oeste. Possui uma bacia hidrográfica de aproximadamente 20,1 Km<sup>2</sup>, (LAPOLLI *et al.*, 1990), sendo que o espelho d'água da Lagoa compreende uma área de 5,07 Km<sup>2</sup> e sua profundidade média é de 4,18 m para um nível de água (NA) de 2,144 m, com profundidade máxima de 11,0 m.



**Figura 8: Foto da vista frontal da Lagoa do Peri.**

Como coagulante, optou-se pelo uso do Policloreto de Alumínio, por este ser um produto ainda pouco utilizado em estações de tratamento de água, podendo-se, dessa forma, contribuir com a avaliação de seu potencial para este fim.

Os ensaios foram realizados em três etapas. Na primeira etapa procedeu-se a avaliação da melhor dosagem de coagulante em função do pH de coagulação para a construção dos diagramas de coagulação relativos aos processos de flotação e sedimentação. A segunda etapa consistiu na avaliação dos efeitos da mistura rápida (gradiente e tempo de mistura rápida) sobre a eficiência dos processos, em função da relação ótima pH de coagulação x dosagem de coagulante obtidos anteriormente. Na última etapa do trabalho, empregando-se os melhores valores de  $G_{mr}$  e  $T_{mr}$ , avaliou-se a influência da floculação (gradiente e tempo de floculação) sobre a flotação, de modo a indicar os valores ótimos para tais parâmetros em relação à eficiência de remoção de cor, turbidez e matéria orgânica para os processos de flotação e sedimentação.

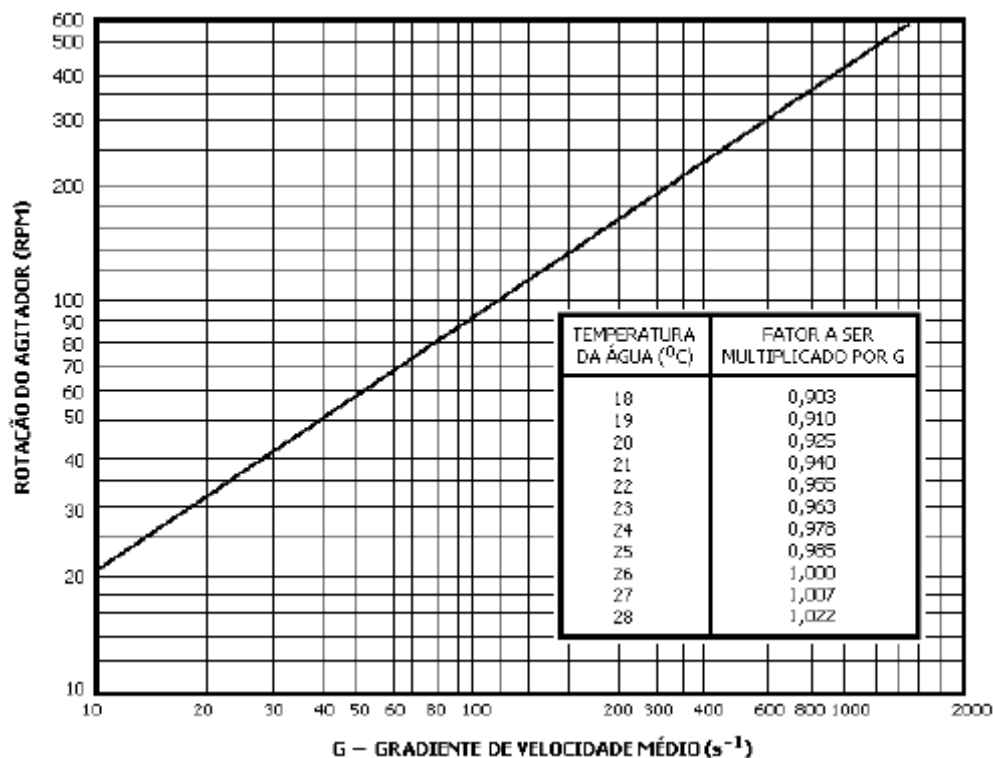
Os materiais, os equipamentos, os métodos utilizados, assim como o desenvolvimento dos experimentos são abordados detalhadamente nos itens a seguir.

## 4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.2.1 Materiais

O coagulante utilizado foi o policloreto de alumínio, contendo 16,98% de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  e basicidade igual a 43,65%. Foram aplicadas dosagens entre 5 e 45 mg/L, a partir de uma solução de 10 g/L (1%) do produto. Para promover uma variação ampla dos valores de pH de coagulação, foi utilizado o hidróxido de sódio (NaOH) como alcalinizante, em concentração igual a 10 mg/L, com aplicação inicial de 0,5 mL para cada concentração avaliada. Não optou-se pela aplicação de ácido para a correção do pH de coagulação, devido a este não ser comumente utilizado nas estações de tratamento de água (DI BERNARDO, 1994a). A utilização de dosagens maiores de alcalinizante foi determinada em função da característica visual do processo (formação de flocos) e do pH de coagulação obtido, indicando, dessa forma, a possibilidade de uma maior variação. Esta avaliação foi realizada visando proceder a construção de diagramas de coagulação para ambos os processos avaliados, flotação e sedimentação, de forma a identificar o melhor par de valores dosagem de coagulante x pH de coagulação em função dos parâmetros cor e turbidez.

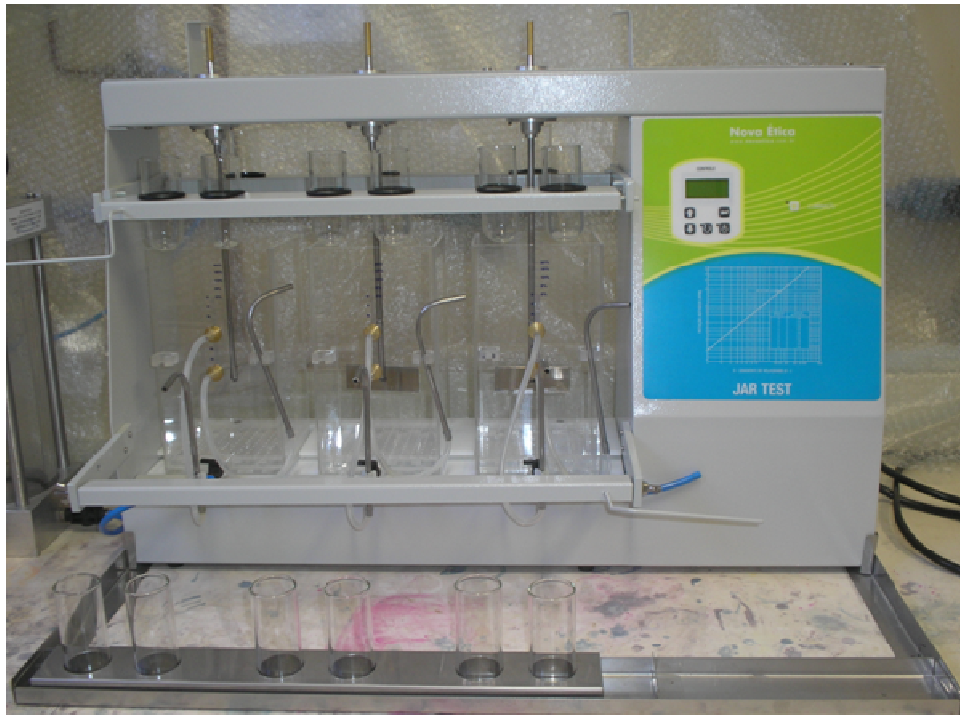
Para a realização dos ensaios de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido foi utilizado reator estático (floteste) da marca Nova Ética, modelo 218/3 LDBF. O equipamento é constituído por uma câmara de pressurização de água, três jarros construídos em acrílico transparente, agitadores de aço inox, do tipo paleta de eixo vertical, que medem  $25 \times 75 \text{ mm}^2$  e fornece um gradiente de velocidade entre 10 e  $2000 \text{ s}^{-1}$ , definido no equipamento em função da rotação do agitador (Figura 9), e mesmo conjunto motor-agitador de equipamento jar-test. A câmara de pressurização funciona como uma unidade de saturação e os jarros atuam como unidades de coagulação, floculação e flotação.



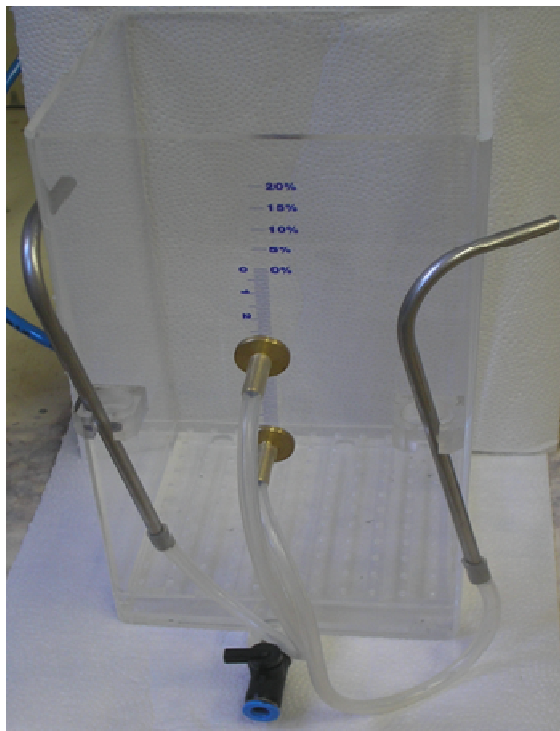
**Figura 9:** Gradiente de velocidade em função da rotação do agitador (CENTURIONE FILHO e DI BERNARDO, 2003)

A câmara de pressurização é dotada de uma válvula reguladora de pressão com filtro de ar, registro de esfera para entrada de ar sob pressão durante a recirculação, manômetro, para medir a pressão interna, dispositivo de segurança e registro de agulha para controlar a pressão na câmara. A base da câmara é dotada de três registros de esfera cada qual com a função de regular a entrada de água clarificada para a recirculação, entrada de ar e saída de água saturada com ar. A saturação da água ocorre por meio da injeção de ar comprimido fornecido por um compressor existente no laboratório. Os jarros apresentam as mesmas dimensões do jarro convencional (115x115 mm<sup>2</sup>) e capacidade para 2 litros, podendo ser utilizados tanto para ensaios de flotação como para ensaios de sedimentação. A base do jarro é alterada de modo a permitir a introdução uniforme da água saturada com o ar, sendo constituída por uma placa contendo 121 orifícios de 2 mm, uniformemente distribuídos e assentada a 5 mm da placa de fundo do jarro. Cada jarro possui dois pontos de coleta, um deles situado a 7 cm abaixo da superfície da água e outro a 12 cm acima da base do jarro, utilizados para os ensaios de sedimentação e flotação, respectivamente. Nas Figuras 10, 11 (a) e 11 (b), tem-se a representação do equipamento.

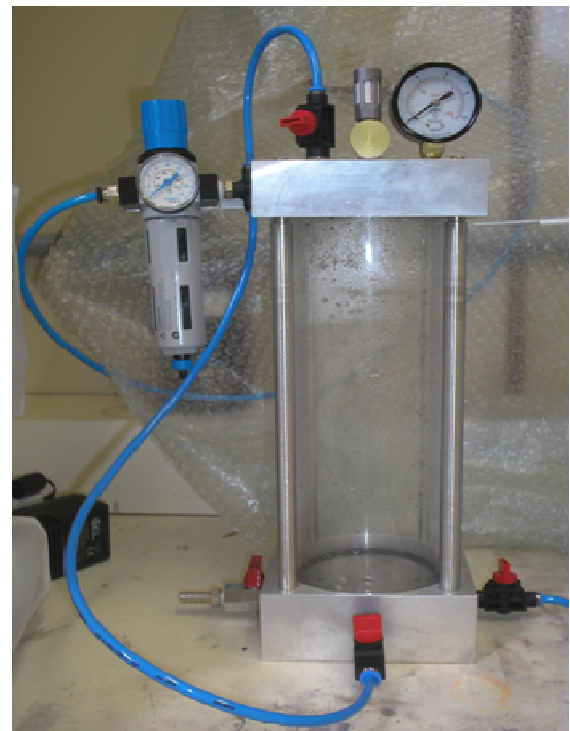
As Figuras 10 e 11 mostram o equipamento utilizado no floteste, o jarro específico para flotação e a câmara de pressurização.



**Figura 10: Equipamento Floteste**



(a)



(b)

**Figura 11: (a) Jarro de flotação; (b) Câmara de pressurização.**

#### 4.2.2 Métodos analíticos

Os parâmetros de qualidade da água avaliados e os métodos e equipamentos empregados durante o desenvolvimento do trabalho estão resumidamente apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1: Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos.**

Parâmetro	Método	Equipamento
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulação potenciométrica (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> – 0,02M)	pH-metro/Orion – 210A
Absorbância ao UV <sub>254nm</sub>	Absorbância UV ( $\lambda = 254 \text{ nm}$ )	Espectrofotômetro –Varian Cary 1E UV-Visible
Condutividade ( $\mu\text{Sm/cm}$ )	Condutância entre dois eléctrodos inertes	Condutivímetro/ Instrutherm - CDR-870
Cor (uH)	Colorimétrico	DR/4000U da Hach
OD	Quantidade de oxigênio na água	Oxímetro AT 130-ALFAKIT
pH	Potenciométrico	pH-metro/Orion – 210A
Sólidos Dissolvidos Totais	Gravimétrico	-
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 $\mu\text{m}$	-
Temperatura °C	Filamento de mercúrio	Termômetro de filamento de mercúrio
Turbidez (uT)	Nefelométrico	Turbidímetro/Hach 2100P

Os métodos para determinação da turbidez, alcalinidade e pH seguiram a recomendação do Standard Methods 21ª edição (APHA, 2005). A determinação das substâncias húmicas foi medida pela absorbância ao ultravioleta lida diretamente no espectrofotômetro marca Varian Cary 1E UV-Visible no comprimento de onda de UV <sub>254nm</sub>. O teor de matéria orgânica, por sua vez, foi determinado por meio da avaliação do oxigênio consumido em meio ácido, que é um indicador da concentração de matéria orgânica carbonácea presente na amostra. O procedimento experimental deste parâmetro encontra-se detalhado no Anexo.

## 4.3 DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

### 4.3.1 Ensaios de Sedimentação e Flotação

Como indicado no item 4.1., o procedimento experimental, tanto para a flotação como para a sedimentação, foi dividido em três etapas distintas, construção do diagrama de coagulação, avaliação do gradiente e tempo de mistura rápida e avaliação do gradiente e tempo de floculação. Para ambos os processos, as etapas foram desempenhadas da mesma forma, considerando-se apenas as peculiaridades de cada um dos sistemas, como velocidades de sedimentação e ascensão (flotação) e pontos de coleta da amostra após tratamento.

#### 4.3.1.1 Fase 1 - Otimização da dosagem de coagulante e pH de coagulação com a construção de diagramas de coagulação

Esta fase teve como objetivo a construção do diagrama de coagulação, semelhante ao proposto por Amirtharajah e Mills (1982) e intensamente utilizado por Di Bernardo (1993). Para tanto, foram realizados vários ensaios variando-se a dosagem do coagulante (policloreto de alumínio) em função do pH de coagulação, modificado a partir da adição de volumes definidos de NaOH. Nesta fase pretendeu-se obter um par de valores “dosagem x pH de coagulação” para aplicação nos demais ensaios.

Para os ensaios de flotação e sedimentação, foram adotados parâmetros identificados como ótimos por Centurione Filho e Di Bernardo (2003) em estudos sobre flotação. A utilização dos mesmos valores de  $G_{mr}$ ,  $T_{mr}$ ,  $G_f$  e  $T_f$  para os ensaios de sedimentação teve como objetivo permitir a comparação entre os dois processos para uma mesma condição operacional. Neste contexto, o único parâmetro distinto correspondeu as velocidades, de ascensão ou sedimentação, estabelecidas também em função de dados na literatura.

##### a) Ensaio de flotação

Para os ensaios de flotação, foram avaliadas dosagens de 10 a 45 mg/L de PAC (0,9 a 4,05 mg/L de  $Al^{3+}$ ) em variações de 5 mg/L. A variação de pH de coagulação foi obtida pela introdução de NaOH em volumes iguais a 0,5 a 1,75 mL na água de estudo.

Os valores inicialmente adotados para os ensaios de flotação foram os seguintes:

- Mistura rápida: Gradiente de mistura rápida ( $G_{mr}$ ):  $1000\ s^{-1}$ ; Tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ): 10 s;
- Floculação: gradiente de floculação ( $G_f$ ):  $25\ s^{-1}$ ; Tempo de floculação ( $T_f$ ): 10 min;
- Pressão na câmara de saturação (P): 400 kPa;
- Tempo de saturação na câmara de saturação ( $T_{sat}$ ): 8 min;
- Taxa de recirculação (R): 10%;



- Velocidades ascensionais ( $V_a$ ): 10 e 5 cm/min (TAS = 144 e 72 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia)

Durante o procedimento experimental, procurou-se manter a mesma temperatura em todos os ensaios, tendo sido igual a 22±1°C, uma vez que esse parâmetro pode causar interferência no processo. Inicialmente, procedeu-se o enchimento da câmara de saturação com água destilada e ajuste da pressão de saturação estipulada, permitindo a saturação da água durante o tempo desejado. A seguir, procedeu-se o enchimento dos jarros com pequenas parcelas de água de estudo de modo a garantir a mesma qualidade de água em todos os jarros, até atingir o volume de 2 litros. Em função dos parâmetros de coagulação e floculação adotados, procedeu-se o ajuste das rotações e tempos no equipamento. Acionou-se os agitadores a velocidade de 100 rpm para permitir a homogeneização da amostra e, em seguida, adicionou-se, quando necessário da variação de pH de coagulação, os volumes de alcalinizante estipulados. Após tempo de contato, acionou-se o sistema, introduziu-se simultaneamente o volume de coagulante previamente disposto no recipiente frontal do equipamento, correspondente a dosagem desejada. Ao término da mistura rápida, foi recolhida uma pequena alíquota da amostra e mediu-se o pH, correspondente ao pH de coagulação. Ao final do tempo de floculação, as hastes dos agitadores eram suspensas e a água saturada introduzida nos jarros até o volume correspondente a taxa de recirculação desejada (10% = 200 mL de água).

A coleta das amostras foi realizada em tempos definidos em função das velocidades de ascensão adotadas (10 e 5 cm/min) e da altura do ponto de coleta no jarro, neste caso, 12 cm acima da base, como indicado na Equação (1). Para a taxa de flotação de 144 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia ( $V_a = 10$  cm/min), após o tempo de flotação adequado (1 minuto e 12 segundos), uma pequena amostra de cada jarro era coletada e procedia-se à medição da turbidez e cor aparente. O mesmo procedimento era realizado para a taxa de 72 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia ( $V_a = 5$  cm/min), correspondente a 2 minutos e 24 segundos de flotação. Volume um pouco superior a primeira velocidade foi coletado em virtude da filtração da amostra em papel filtro com abertura de poro igual a 8 µm. A filtração em papel foi realizada como uma avaliação complementar, para simulação de um sistema completo de tratamento.

$$Tc(\text{min}) = \frac{12(\text{cm})}{Va(\text{cm} \cdot \text{min}^{-1})} \quad (1)$$

As amostras coletadas, tanto na flotação como após a filtração, foram então avaliadas em função dos parâmetros pré-determinados. Os resultados de cor e turbidez obtidos permitiram a construção dos diagramas de coagulação e avaliação da melhor combinação “dosagem x pH de coagulação”.

#### **b) Ensaio de Sedimentação**

Nestes ensaios, foram testadas dosagens de 10 a 40 mg/L de PAC (0,9 a 3,6 mg/L de Al<sup>3+</sup>), em variações de 5 mg/L. A variação de pH foi obtida por meio da dosagem de 0,5 a 1,5 mL de NaOH, de acordo com os resultados obtidos com o decorrer do estudo.

Os mesmos parâmetros de mistura rápida e floculação foram fixados para os ensaios de sedimentação, tendo-se avaliado velocidades de sedimentação iguais a 0,5

e 1,0 cm/min ( $TAS = 7,2$  e  $14,4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ). O procedimento experimental foi realizado da mesma forma como indicado anteriormente para a flotação, mas sem a inserção da água saturada nos jarros, permitindo, portanto, a sedimentação dos flocos formados.

Para a taxa de sedimentação de  $14,4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  ( $V_s = 1 \text{ cm/min}$ ), após o tempo de sedimentação adequado (7 minutos), uma pequena amostra de cada jarro era coletada e procedia-se à medição da turbidez e cor aparente. O mesmo procedimento era realizado para a taxa de  $7,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , correspondente a 14 minutos de sedimentação, coletando-se quantidade um pouco superior de amostra, para a filtração em papel filtro.

Os tempos de coleta das amostras foram determinados em função das velocidades de sedimentação adotadas ( $10$  e  $5 \text{ cm.min}^{-1}$ ) e da altura do ponto de coleta, situado a 7 cm abaixo da superfície da água (volume do jarro), conforme indicado na Equação 1, exposta anteriormente.

A avaliação da eficiência de remoção nos ensaios de sedimentação foi realizada com base nas medidas de turbidez e de cor aparente da água clarificada após o término do tempo de sedimentação.

Assim como para a flotação, os resultados obtidos foram plotados obtendo-se os diagramas de coagulação-floculação-sedimentação para turbidez e cor aparente remanescentes para as velocidades de 1,0 e 0,5 cm/min.

#### **4.3.1.2 Fase 2 – Influência dos parâmetros de mistura rápida na eficiência da flotação e da sedimentação**

Após verificada a melhor combinação dosagem de coagulante x pH de coagulação para cada um dos processos avaliados, estudou-se a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de mistura rápida sobre os processos, conforme metodologia proposta por Amirtarajah e Mills (1982) e complementada por Brito (1998), na remoção de turbidez e cor aparente.

Os seguintes valores de mistura rápida foram avaliados:

- Gradiente de mistura rápida ( $G_{mr}$ ): 800, 1000 e  $1200 \text{ s}^{-1}$ ;
- Tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ): 5, 10 e 15 s.

Os demais parâmetros foram mantidos iguais aos empregados na primeira etapa, tanto para a flotação como para a sedimentação. Assim como na etapa anterior, procedeu-se a coleta das amostras e a realização das análises para a determinação do melhor valor para os parâmetros avaliados.

#### **4.3.1.3 Fase 3 – Influência dos parâmetros da floculação na eficiência da flotação e da sedimentação**

Com o par de valores escolhidos no item 4.3.1.1 e os parâmetros de mistura rápida escolhidos na etapa anterior (item 4.3.1.2), foi estudada a influência do tempo e gradiente de velocidade médio de floculação, conforme metodologia proposta por MENDES (1989), na remoção de turbidez e cor aparente.

Os seguintes valores de floculação foram avaliados:

- Gradiente de floculação ( $G_f$ ): 20, 25 e 30  $s^{-1}$ ;
- Tempo de floculação ( $T_f$ ): 5, 10 e 15 min.

Exceto pela aplicação dos valores de  $G_{mr}$  e  $T_{mr}$  obtidos nos ensaios anteriores, os demais parâmetros de tratamento foram mantidos para ambos os processos. A partir dos resultados obtidos nesta etapa, poder-se-ia estabelecer os melhores valores para a flotação e para a sedimentação, em termos de mistura rápida e floculação, e a comparação da eficiência do processo em função desta avaliação.

Vale ressaltar que, para as duas últimas etapas, a água de estudo era proveniente de uma única coleta, visando evitar interferência nos resultados em função de coletas em diferentes dias, embora não se tenha verificado diferença expressiva da qualidade da água nas coletas realizadas.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos no trabalho experimental desenvolvido. Primeiramente, serão discutidos os dados relativos à remoção de cor e turbidez, em função dos diagramas de coagulação construídos, tanto a flotação quanto a sedimentação. Em seguida, serão abordados os resultados relativos a variação dos parâmetros de mistura rápida e floculação para ambos os processos de tratamento.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO

Como mencionado em item anterior, optou-se por utilizar neste estudo água natural proveniente da Lagoa do Peri, com o objetivo de avaliar as condições reais da água utilizada para abastecimento.

Para completa realização do experimento, foram realizadas três coletas de água. Em todos os dias de atividade experimental, a água de estudo foi monitorada quanto aos parâmetros alcalinidade, condutividade elétrica, cor aparente, cor verdadeira, matéria orgânica, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, temperatura, substâncias húmicas e turbidez. Essa caracterização tinha como objetivo garantir que os experimentos fossem realizados com água de qualidade inicial similar, de modo a reduzir erros quando da avaliação dos resultados obtidos.

Na Tabela 2 são indicadas as características da água coletada na Lagoa do Peri em termos dos valores médios determinados. Como pode ser observado, os valores de desvio padrão correspondentes aos vários parâmetros medidos para a água bruta não são elevados, podendo-se aceitar as comparações realizadas para a água de estudo nos diferentes dias de coleta ser aceitas comparações entre as águas de estudo.

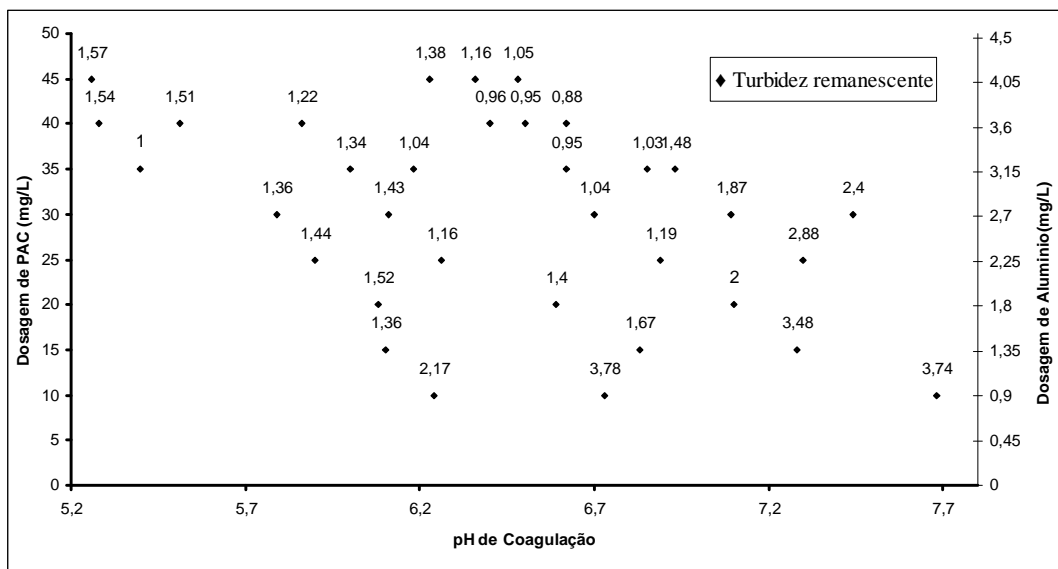
**Tabela 2:** Características da água de estudo.

<b>Parâmetros avaliados</b>	<b>valores±desvio padrão</b>	<b>C.V. (<math>\sigma/\mu</math>)*100</b>
pH	6,81±0,14	2,01
Temperatura (°C)	21±0,76	3,67
Cor aparente (uH)	73±4,51	6,12
Cor verdadeira (uH)	11±2,00	18,18
Turbidez (uT)	5,34±0,41	7,61
Condutividade ( $\mu$ S)	52±1,46	2,80
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,8±0,49	5,03
Alcalinidade (mg/L)	10±0,00	0,00
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	3,83±0,58	15,06
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	68,00±3,46	5,09
Substâncias Húmicas ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,1102±0,00	2,14
Matéria Orgânica (mg/L)	2,4±0,00	0,00

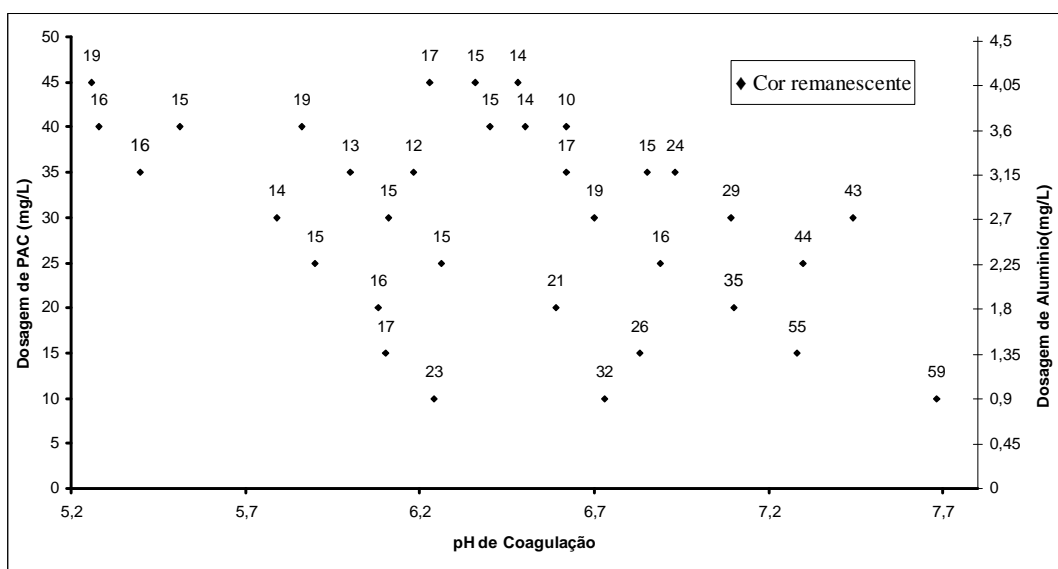
## 5.2 CONSTRUÇÃO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO

Nas Figuras 12 a 15, são apresentados os diagramas de coagulação construídos em relação aos parâmetros cor e turbidez, em função das dosagens empregadas de policloreto de alumínio e NaOH, para variação do pH de coagulação. São apresentados apenas os diagramas de coagulação para as velocidades de 5 e 0,5 cm/min para a flotação e sedimentação, respectivamente, por ter-se verificado melhores resultados de turbidez e cor remanescentes, o que se deve ao maior tempo para a ascensão dos flocos na flotação e maior tempo de decantação para a sedimentação.

Como pode ser observado nas Figuras 12 e 13, referentes ao ensaio de flotação, os menores valores de cor e turbidez estão compreendidos na faixa de pH entre 6,18 e 6,9 e dosagens de PAC de 30 a 40 mg/L, correspondente à região do mecanismo de varredura (Figura 2). Dentro desta faixa, o menor valor remanescente de turbidez e cor foi de 0,88 uT e 10 uH, respectivamente, para uma relação de dosagem x pH de coagulação (40 mg/L x 6,62).



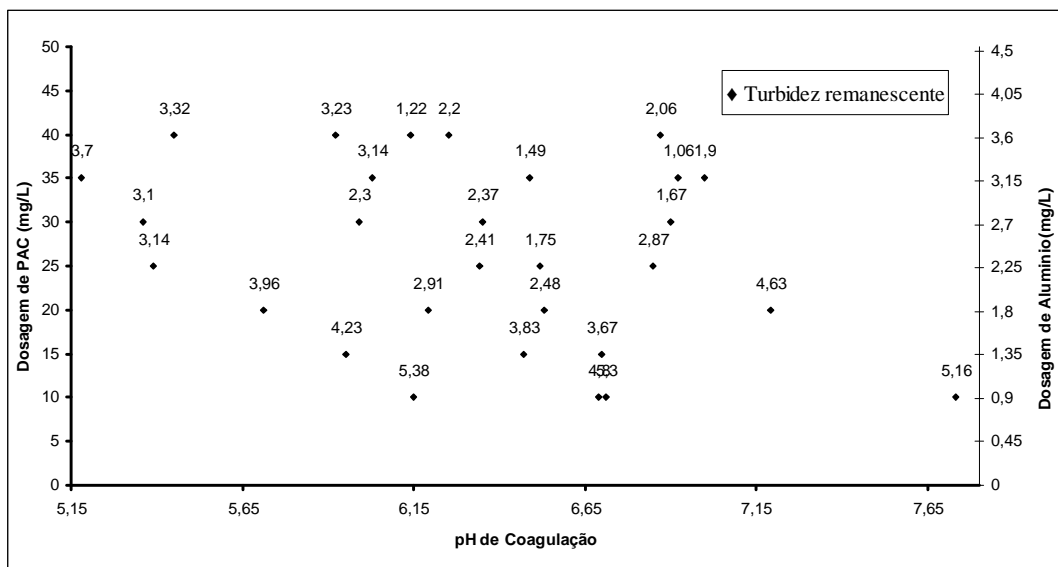
**Figura 8: Diagrama de coagulação para os valores de turbidez remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de flotação ( $V_a = 5$  cm/min).**



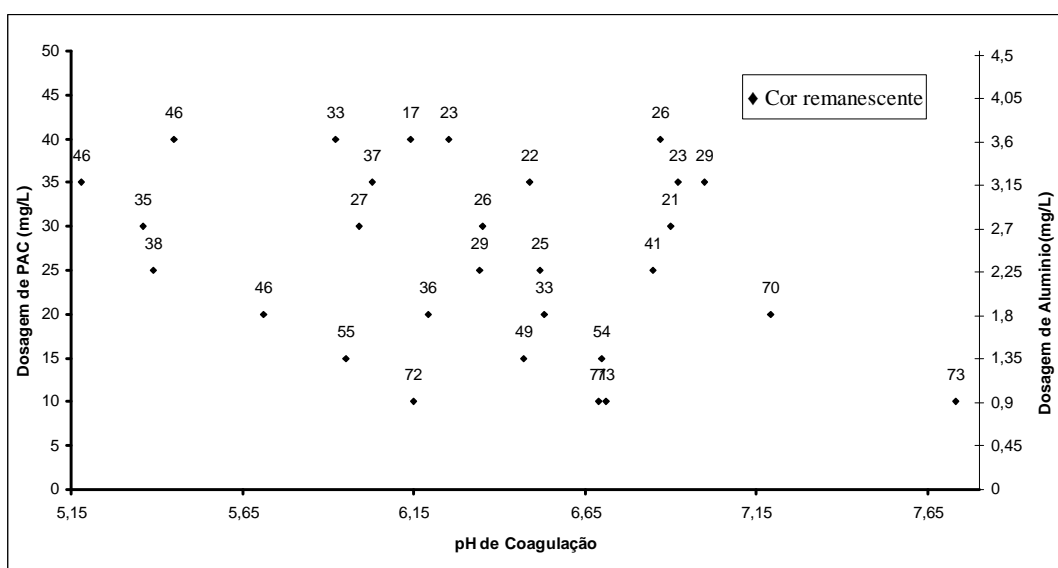
**Figura 9: Diagrama de coagulação para os valores de cor remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de flotação ( $V_a = 5$  cm/min).**

Nos ensaios de sedimentação, mostrados nas Figuras 14 e 15, verificou-se uma menor amplitude de valores de remoção de cor e turbidez, estando estes compreendidos em uma faixa de pH entre 6,49 e 7 e dosagens de PAC de 30 a 35 mg/L, igualmente compreendida na região de varredura. Dentro desta faixa, o melhor valor remanescente de turbidez e cor foi de 1,06 uT e 23 uH, respectivamente, para uma relação de dosagem x pH de coagulação (35 mg/L x 6,92). Menor valor de cor foi obtido, mas levou-se em consideração menor valor de turbidez para a escolha deste.

Em comparação aos resultados obtidos para a flotação, a sedimentação mostrou-se menos eficiente, e apresentou uma menor faixa de atuação, em relação à dosagem de coagulante e de pH de coagulação.



**Figura 10: Diagrama de coagulação para os valores de turbidez remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de sedimentação ( $V_s = 0,5$  cm/min).**



**Figura 11: Diagrama de coagulação para os valores de cor remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de sedimentação ( $V_s = 0,5$  cm/min).**

Os diagramas referentes às velocidades de 10 e 1 cm/min, correspondentes à flotação e sedimentação, respectivamente, estão apresentados no Anexo, assim como as tabelas com todos os resultados obtidos durante o ensaio. Nas Tabelas 3 e 4, são apresentados os valores referentes à turbidez, cor e substâncias húmicas obtidos na relação dosagem de coagulante x pH de coagulação para os processos estudados.

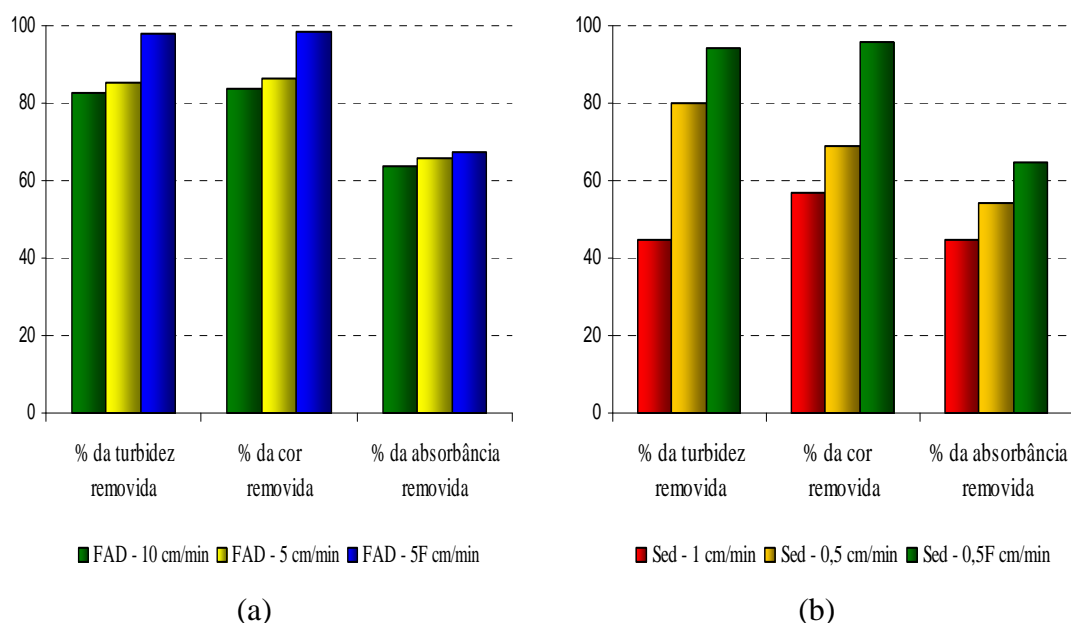
**Tabela 3: Resultados de turbidez, cor e substâncias húmicas e respectivas percentagens de remoção referidas ao par de valores escolhido para o ensaio de flotação.**

Va (cm/min)	[PAC] (mg/L)	[NaOH] (mg/L)	pH	Turbidez (uT)	% remoção turbidez	Cor (uH)	% cor removida	SH 254 nm	% SH removida
FAD - 10 cm/min	40	1,5	6,6	0,93	83	12	84	0,0401	64
FAD - 5 cm/min	40	1,5	6,6	0,8	85	10	86	0,0379	66
FAD - 5F cm/min	40	1,5	6,6	0,1	98	1	99	0,0358	68

**Tabela 4: Resultados de turbidez, cor e substâncias húmicas e respectivas percentagens de remoção referidas ao par de valores escolhido para o ensaio de sedimentação.**

Vs (cm/min)	[PAC] (mg/L)	[NaOH] (mg/L)	pH	Turbidez (uT)	% remoção turbidez	Cor (uH)	% cor removida	SH 254 nm	% SH removida
Sed - 1 cm/min	35	1,5	6,9	3	45	32	57	0,0607	45
Sed - 0,5 cm/min	35	1,5	6,9	1	80	23	69	0,0507	54
Sed - 0,5F cm/min	35	1,5	6,9	0,3	94	3	96	0,0387	65

Como referido na metodologia, realizou-se ensaio de filtração em filtros de papel, com o objetivo de aumentar as porcentagens de remoção, simulando um ciclo completo de tratamento. Como pode-se verificar na Figura 16, o percentual de remoção obtido após a passagem da água tratada pelo filtro (5F e 0,5F), mostra-se semelhante para ambos processos. No entanto observa-se uma menor diferença nos resultados obtidos antes e após o filtro para a mesma velocidade no ensaio de flotação do que no ensaio de sedimentação. Essa observação pode ser estabelecida, considerando-se a melhor qualidade da água proveniente do processo de flotação, que apresenta menor material a ser removido. O contrário foi observado para a sedimentação, uma vez que se tem maiores valores remanescentes a serem ainda removidos.



**Figura 12: Percentagem de turbidez, cor e substâncias húmicas remanescentes para as várias velocidades de flotação (a) e sedimentação (b).**



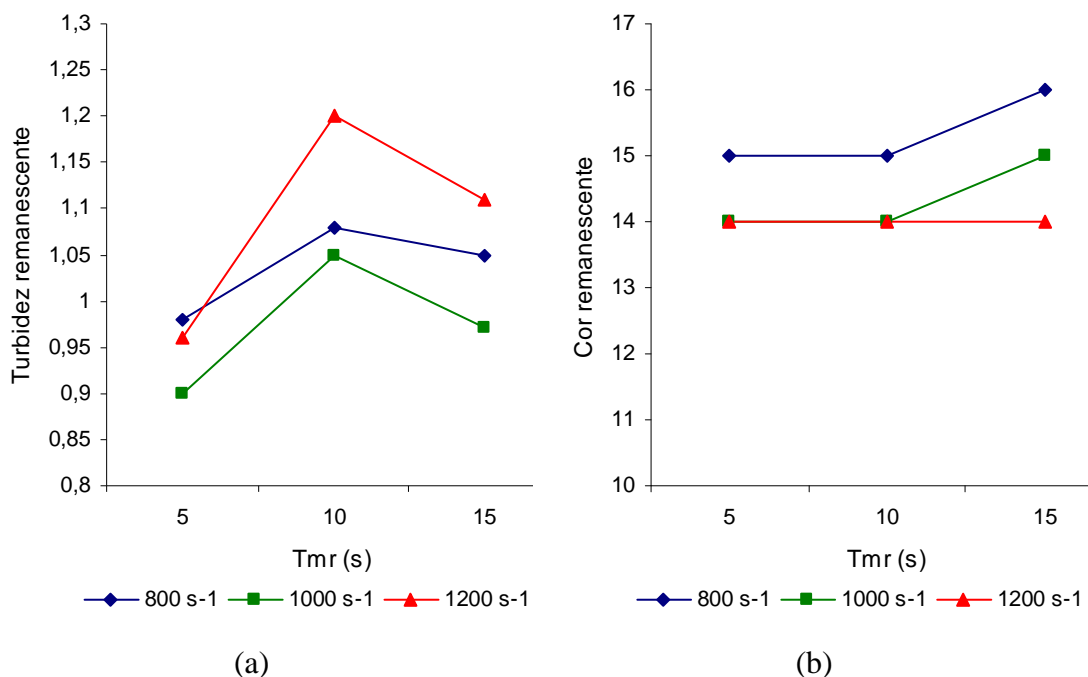
Pode-se observar ainda, que a diferença de percentual de remoção para as diferentes velocidades (10 e 5 cm/min na flotação e 1 e 0,5 cm/min na sedimentação), é menos visível no processo de flotação, como constatado por Oliveira (2005), em relação à sedimentação. Na flotação, a remoção ocorre de forma mais rápida considerando-se a velocidade de deslocamento das bolhas na coluna de água, promovendo o arraste dos flocos para a superfície. A sedimentação por sua vez, depende da ação da força gravitacional, para o deslocamento dos flocos, tendo-se uma maior remoção com o aumento do tempo de detenção. Já para a flotação não se observa uma melhoria significativa com o passar do tempo, tendo-se a possibilidade de que ocorra o desprendimento de alguns flocos do lodo quando este deixar de estar sob ação das bolhas.

Resultados semelhantes ou superiores são conseguidos na flotação para o tempo de coleta de 1 minuto e 12 segundos (equivalente à velocidade de flotação de 10 cm/min) quando comparados com os tempos de coleta da sedimentação (7 e 14 minutos), o que torna o processo de flotação mais eficiente em termos de volume de água tratada, por igual período de tempo.

### 5.3 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE MISTURA RÁPIDA ( $T_{MR}$ E $G_{MR}$ ) NA FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

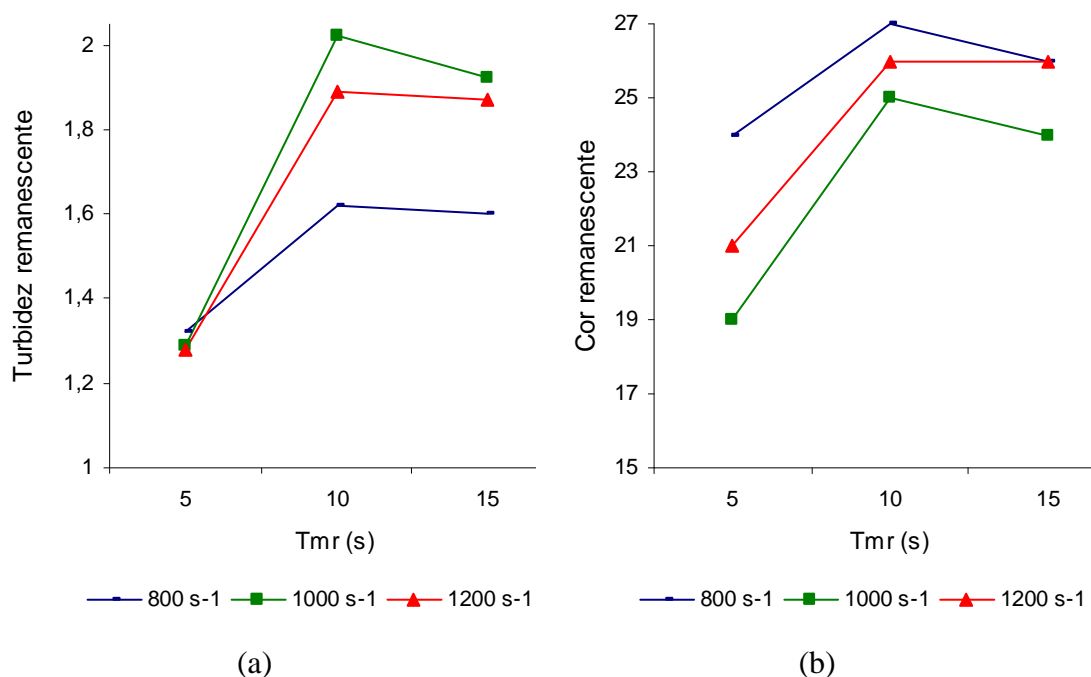
Os resultados da otimização dos parâmetros da mistura rápida são apresentados graficamente nas Figuras 17 e 18. Na escolha do valor ótimo para os parâmetros de mistura rápida, levou-se em consideração apenas os parâmetros cor e turbidez.

Como pode ser observado na Figura 17 tem-se o valor ótimo de turbidez e cor para o  $G_{mr}$  de  $1000\text{ s}^{-1}$  e  $T_{mr}$  de 5 s. Em relação à turbidez remanescente verificou-se um comportamento semelhante para os vários gradientes em função do aumento do tempo de mistura rápida. Quando da aplicação do  $T_{mr}$  de 10 s verificou-se um aumento acentuado na turbidez remanescente, com um decréscimo para o  $T_{mr}$  de 15 s. Para a cor remanescente obteve-se os mesmos valores para os tempos de 5 e 10 s, aumentado ligeiramente para o  $G_{mr}$  de 800 e  $1000\text{ s}^{-1}$  para o ensaio em que se utilizou  $T_{mr}$  de 15 s.



**Figura 13: Valor remanescente de turbidez (a), cor aparente (b) em função gradiente e tempo de mistura rápida para o ensaio de flotação.**

Como pode ser observado na Figura 18 tem-se o valor ótimo de turbidez e cor para o  $G_{mr}$  de 1000  $s^{-1}$  e  $T_{mr}$  de 5 s. Em relação à turbidez remanescente verificou-se um comportamento semelhante para os vários gradientes em função do aumento do tempo de mistura rápida. Quando da aplicação do  $T_{mr}$  de 10 s verificou-se um aumento acentuado na turbidez remanescente, com um ligeiro decréscimo para o  $T_{mr}$  de 15 s. A mesma relação foi observada para a cor remanescente, com uma inversão do comportamento dos gradientes de 800 e 1000  $s^{-1}$ .



**Figura 14: Valor remanescente de turbidez (a), cor aparente (b), em função gradiente e tempo de mistura rápida para o ensaio de sedimentação.**

O total de resultados obtidos está apresentado nas Tabelas 5 e 6, incluindo-se os valores de matéria orgânica e substâncias húmicas.

**Tabela 5: Resultados obtidos para a flotação na variação do  $T_{mr}$  e  $G_{mr}$**

$T_{mr}$ (s)	$G_{mr}$ (s <sup>-1</sup> )	Va (cm/min)	pH coagulação	Cor (uH)	Turb (uH)	m.o. (mg/L)	UV <sub>254</sub> (cm <sup>-1</sup> )
5	800	5	6,44	15	0,98	2,7	0,0491
10	800	5	6,51	15	1,08	2,3	0,0396
15	800	5	6,52	16	1,05	2,4	0,0377
5	1000	5	6,57	14	0,9	2,1	0,0394
10	1000	5	6,64	14	1,05	2,3	0,0389
15	1000	5	6,75	15	0,97	2,3	0,0367
5	1200	5	6,53	14	0,96	1,8	0,0387
10	1200	5	6,64	14	1,2	2,1	0,0381
15	1200	5	6,74	14	1,11	2,1	0,0417

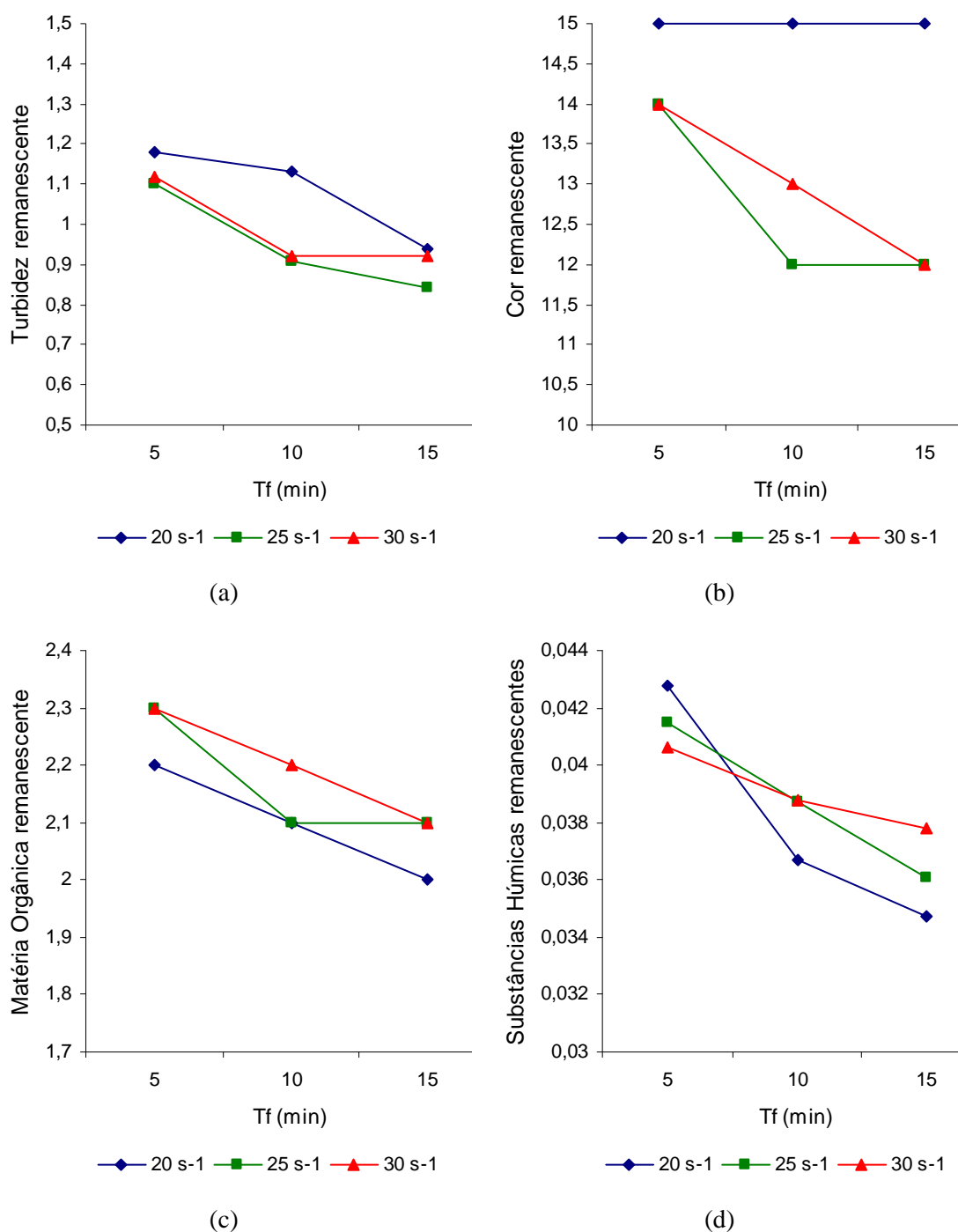
**Tabela 6: Resultados obtidos para a sedimentação na variação do  $T_{mr}$  e  $G_{mr}$** 

<b><math>T_{mr}</math></b> <b>(s)</b>	<b><math>G_{mr}</math></b> <b>(<math>s^{-1}</math>)</b>	<b>Vs</b> <b>(cm/min)</b>	<b>pH</b> <b>coagulação</b>	<b>Cor</b> <b>(uH)</b>	<b>Turb</b> <b>(uH)</b>	<b>m.o.</b> <b>(mg/L)</b>	<b>UV<sub>254</sub></b> <b>(<math>cm^{-1}</math>)</b>
5	800	0,5	6,72	24	1,32	2,7	0,0499
10	800	0,5	6,8	27	1,62	2,5	0,0531
15	800	0,5	6,78	26	1,6	2,4	0,0498
5	1000	0,5	6,8	19	1,29	2,5	0,0492
10	1000	0,5	6,87	25	2,02	2,7	0,0543
15	1000	0,5	7,15	24	1,92	2,7	0,0523
5	1200	0,5	6,8	21	1,28	2,1	0,0482
10	1200	0,5	6,82	26	1,89	2,2	0,0545
15	1200	0,5	6,83	26	1,87	2,1	0,0507

#### 5.4 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE FLOCULAÇÃO ( $T_F$ E $G_F$ ) NA SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO

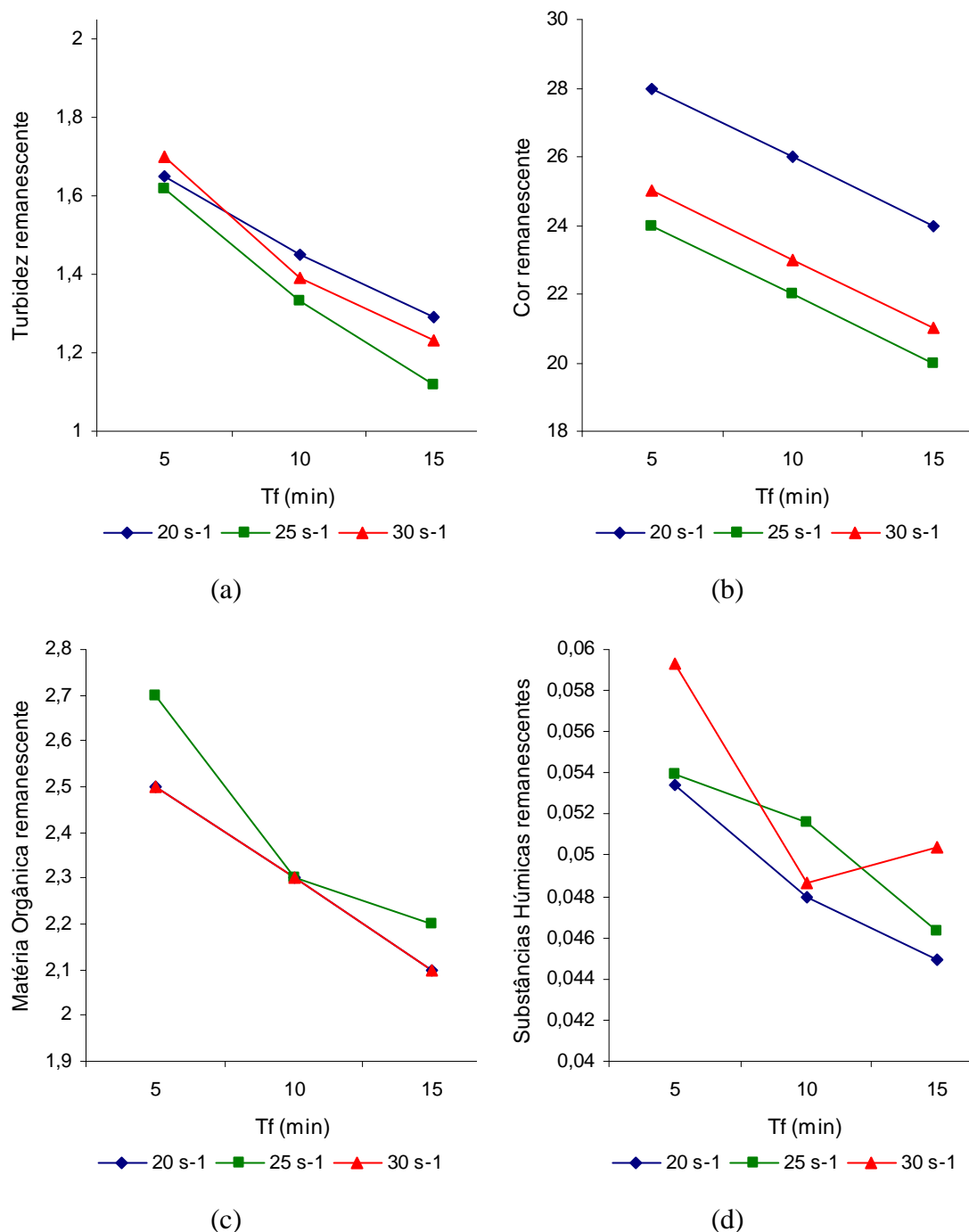
A relação entre os diferentes gradientes e tempos de floculação avaliados, permitiram a obtenção dos gráficos apresentados nas Figuras 19 e 20. Tanto para a flotação quanto para a sedimentação, em todos os parâmetros analíticos, constatou-se uma redução nos teores remanescentes com o aumento do tempo de floculação.

Em relação à cor e turbidez observou-se que o valor ótimo foi obtido para o  $G_f$  de  $25 s^{-1}$  e  $T_f$  de 15 minutos. Constatou-se que para a remoção de substâncias húmicas e matéria orgânica, um gradiente de floculação menor, para o mesmo tempo de floculação (15 min) permitiu resultados mais satisfatórios.



**Figura 15: Valor remanescente de turbidez (a), cor aparente (b), matéria orgânica (c) e substâncias húmicas (d) em função gradiente e tempo de floculação para o ensaio de flotação.**

Semelhante ao verificado na flotação, os melhores resultados de turbidez e cor remanescentes são obtidos para uma mesma relação de  $G_f$  e  $T_f$ , como indicado na Figura 19. Da mesma forma, em relação às substâncias húmicas e matéria orgânica obteve-se menores valores remanescentes quando aplicada a menor velocidade de rotação avaliada ( $G_f$  20  $s^{-1}$ ).



**Figura 16: Valor remanescente de turbidez (a), cor aparente (b), matéria orgânica (c) e substâncias húmicas (d) em função gradiente e tempo de floculação para o ensaio de sedimentação.**

O total de resultados obtidos está apresentado nas Tabelas 7 e 8, incluindo-se os valores de matéria orgânica e substâncias húmicas.

**Tabela 7: Resultados obtidos para a flotação na variação do  $T_f$  e  $G_f$** 

<b>Tf (min)</b>	<b>Gf (s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Va (cm/min)</b>	<b>pH coagulação</b>	<b>Cor (uH)</b>	<b>Turb (uH)</b>	<b>m.o. (mg/L)</b>	<b>UV<sub>254</sub> (cm<sup>-1</sup>)</b>
5	20	5	6,6	15	1,18	2,2	0,0428
10	20	5	6,73	15	1,13	2,1	0,0367
15	20	5	6,77	15	0,94	2	0,0347
5	25	5	6,63	14	1,1	2,3	0,0415
10	25	5	6,65	12	0,91	2,1	0,0387
15	25	5	6,72	12	0,84	2,1	0,0361
5	30	5	6,57	14	1,12	2,3	0,0406
10	30	5	6,64	13	0,92	2,2	0,0388
15	30	5	6,8	12	0,92	2,1	0,0378

**Tabela 8: Resultados obtidos para a sedimentação na variação do  $T_f$  e  $G_f$** 

<b>Tf (min)</b>	<b>Gf (s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Vs (cm/min)</b>	<b>pH coagulação</b>	<b>Cor (uH)</b>	<b>Turb (uH)</b>	<b>m.o. (mg/L)</b>	<b>UV<sub>254</sub> (cm<sup>-1</sup>)</b>
5	20	0,5	7,42	28	1,65	2,5	0,0534
10	20	0,5	7,09	26	1,45	2,3	0,048
15	20	0,5	6,9	24	1,29	2,1	0,0449
5	25	0,5	6,89	24	1,62	2,7	0,0539
10	25	0,5	6,85	22	1,33	2,3	0,0516
15	25	0,5	6,94	20	1,12	2,2	0,0463
5	30	0,5	6,83	25	1,7	2,5	0,0593
10	30	0,5	6,88	23	1,39	2,3	0,0487
15	30	0,5	6,99	21	1,23	2,1	0,0504

A partir das avaliações propostas, pode-se constatar que, independentemente do processo de clarificação adotado (flotação e sedimentação), os parâmetros de mistura rápida e floculação não exerceram influência direta nos resultados obtidos em termos de eficiência de remoção para os parâmetros de qualidade determinados. Dessa forma, pode-se considerar neste estudo, que a maior eficiência da flotação em comparação a sedimentação, deveu-se, basicamente, às características do processo e não aos parâmetros empregados (mistura rápida e floculação). No entanto, a determinação destes parâmetros é relevante quando se deseja otimizar o desempenho do processo em função da qualidade da água tratada.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- A construção e a aplicabilidade dos diagramas de coagulação com vistas à clarificação por flotação e sedimentação é igualmente proveitosa e conveniente na escolha de um par de valores de “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, que proporcionam maior remoção de turbidez e cor;
- As condições apropriadas para a coagulação foram obtidas na região de coagulação da varredura, com dosagem de PAC de 40 mg/L e pH de coagulação de 6,62 para a flotação e dosagem de PAC de 35 mg/L e pH de coagulação de 6,92 para o ensaio e sedimentação, considerando-se a remoção de turbidez e cor;
- A flotação e sedimentação seguida de filtração usando papel com 8  $\mu\text{m}$  de porosidade, proporcionou bons resultados no que se refere à remoção de turbidez, cor aparente e substâncias húmicas para a simulação de um tratamento em ciclo completo;
- O estudo das condições de mistura rápida mostrou-se importante para a escolha do tempo e gradiente de mistura rápida apropriados, tendo-se obtido  $G_{mr}$  e  $T_{mr}$  de, respectivamente,  $1000\text{ s}^{-1}$  e 10 s;
- O estudo das condições de floculação mostrou-se importante na escolha do tempo e gradiente de floculação no que se refere à remoção de turbidez e cor aparente, obtendo-se para  $G_f$  e  $T_f$ , valores iguais a  $25\text{ s}^{-1}$  e 15 minutos, respectivamente;
- Quanto maior o tempo de floculação, menores os valores de turbidez, cor, substâncias húmicas e matéria orgânica remanescentes;
- O policloreto de alumínio mostrou-se eficiente na coagulação e floculação, obtendo-se flocos com características apropriadas para o processo de flotação e sedimentação.

Na continuidade de estudos de comparação da flotação por ar dissolvido e sedimentação, algumas recomendações são sugeridas:

- Utilizar águas com características de turbidez mais elevadas para que se possa melhor avaliar o comportamento do coagulante e dos processos;
- Utilizar filtros de areia de laboratório para simular um ciclo completo de tratamento.



## BIBLIOGRAFIA

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G.; FLORENCIO, L. ALEM SOBRINHO, P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de flotação. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Volume 2. PROSAB, Belo Horizonte, 2001. 544 p.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. **Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation**. Journal American Water Work Association, 74 (4); pp.210-216. 1982.

AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C.R. Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation. In: **Pontius, F.W. (ed.) Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies**. 4a. edição. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A., 1990. pp. 269-365.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>st</sup> ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ASSIS, R. S. S. **Remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistinas por flotação por ar dissolvido** - Estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-085/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2006. 119p.

ARBOLEDA, J.V. **Teoria y Practica de la Purificación Del Agua**. Asociación Colombiana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental – ACODAL, 1992. 684p.

BRITO, S.A. **Influência da velocidade de sedimentação na determinação dos coeficientes de agregação e ruptura durante a floculação**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade do Estado de São Paulo, 1998. 64p.

CENTURIONE FILHO, P. L.; **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada para águas de abastecimento**. 2002. 313f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos-SP, 2002.

CENTURIONE FILHO, P. L.; DI BERNARDO, L. Procedimento para execucao de ensaios de flotacao/filtracao em equipamento de bancada. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, 2003. p. 39-44.

COELHO, E.R.C, REALI, M.A.P.; CAMPOS, J.R. **Emprego da flotação por ar dissolvido na clarificação de águas para abastecimento: influência da taxa de aplicação superficial**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Goiânia-GO, Brasil, vol. 2, 1991. pp. 215-231.

COMBE C., MOLIS E., LUCAS P., RILEY R., CLARK M.M.. **The effect of CA membrane properties on adsorptive fouling by humic acid.** Journal of Membrane Science,. 1999. pp. 73-87.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Volume 1. ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 1993. 481p.

DI BERNARDO, L. Remoção de algas em estações de tratamento de água. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6., 1994a. **Anais do VI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Florianópolis: APRH-ABES, 1994a, p. 199-213.

DI BERNARDO, L. Comparação da eficiência da coagulação com sulfato de alumínio e com cloreto férrico – estudo de caso. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6., 1994b. **Anais do VI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Florianópolis: APRH-ABES, 1994b, p. 214-231.

DI BERNARDO, L.; PAIXÃO, G. C. Proposição de metodologia para emprego de polímeros sintéticos como auxiliares de floculação. Congresso Interamericano Ingenieria Sanitária y Ambiental, 25., México. **Anais do XXV Congresso Interamericano Ingenieria Sanitária y Ambiental.** México: AIDIS, 1997. p. 8.

DI BERNARDO, L.; PECCI FILHO, R. **Ozonização, adsorção em carvão ativado e flotação para pré-tratamento de água.** Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y ambiental, 27., Peru. Anais do XXVI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental. Peru: AIDIS, 1998. p. 12.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** 2ª ed. São Carlos. RIMA Editora. v. 02, 2005. 1565p.

EDZWALD, J.K.; WINGLER, B.J. **Chemical and physical aspects of dissolved-air flotation for the removal of algae.** Journal Water Supply: Research and Technology – Aqua, 39 (1), 1990. pp. 24-35.

EDZWALD, J.K., WALSH, J.P., KAMINSKI, G.S.; DUNN, H.J. **Flocculation and air requirements for dissolved air flotation.** Journal American Water Work Association, 84 (3), 1992. pp. 92-100.

EDZWALD, J.K. Coagulation in drinking water treatment: particles, organics and coagulants. **Water Science and Technology**, v. 27, n. 11, 1993. p. 21-35.

EDZWALD, J.K. **Principles and applications of dissolved air flotation.** Water Science Technology 31 (3-4), 1995. pp. 1-23.

EPA. **Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual.** EPA 814-R-99-012, Office of Water (4607). United States Environmental Protection Agency (EPA). 1999.

FABRETI, A.A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físicoquímico.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2006. 159p.

GREGORY, R., ZABEL, T.F. **Sedimentation and flotation.** In: Pontius, F.W. (ed.) *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4a. edição. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A., 1990. pp367-454.

GROSE A.B.F., SMITH A.J., DONN A., DONNELL J.O., WELCH D. **Supplying high quality drinking water to remote communities in Scotland.** Journal of Membrane Science., 1998. pp. 107-117.

GUO, L., Lehner, J. K., WHITE, D. M., GARLAND D. S., **Heterogeneity of natural organic matter from the Chena river,** V. 37, 2003. pp. 1015-1022.

HYDE, R.A., MILLER, D.G., PACKMAN, R.F., RICHARDS, W.N. **Water clarification by flotation.** Journal Water Supply: Research and Technology – Aqua, 69 (7), 1977. pp. 369-374.

JANSSENS, J.G. **Developments in coagulation, flocculation and dissolved air flotation.** WATER/Engineering & Management, Jan, 1992. pp. 26-31.

JANSSENS, J.G. e BUEKENS, A. **Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment.** Journal Water SRT-Aqua, 42(5). 1993. pp. 279-288.

KABSCH-KORBUTOWICZ M. & WINNICKI T. **Application of modified polysulfone membranes to treatment of water solutions containing humic substances and metal ions.** Desalination, 105, 1996. pp. 41-49.

KAWAMURA, S. **Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities.** 2ª edição. John Wiley e Sons, Inc., E.U.A., 2000. 720 p.

KURITA. **Tratamento químico para estações de tratamento de água.** Disponível em: <http://www.kurita.com.br/modules.php?name=download&f=visit&lid=3>  
Acesso em: 20 abr. 2008.

LACERDA, M. R.S. **A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido no tratamento de água com baixa turbidez e presença de algas.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 1997.

LACERDA, M.R.S., MARQUES, S.F.S., BRANDÃO, C.C.S. **A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido de águas de baixa turbidez e com presença de algas.** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 1997 pp. 1566-1575.

LAPOLLI, E. M. (org) *et al.* **Carta dos Elementos do Meio Ambiente:** Parque da Lagoa do Peri. Memorial Descritivo – Mapa. LAR/SC (Laboratório Associado de Sensoriamento Remoto de Santa Catarina), 1990. 23p.

LONGHURST, S.J. e GRAHAM, N.J.D. **Dissolved air flotation for potable water treatment:** a survey of operational units in Great Britain. *The Public Health Engineer*, **14** (6), 1987. pp. 71-76.

MASSCHELEIN, W. **Coagulation.** In: Marcel Dekker, Inc. (eds.) *Unit Processes in Drinking Water Treatment*. Nova Iorque, E.U.A., 1992. pp. 165-190.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis.** São Carlos. 144 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade do Estado de São Paulo.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering:** Treatment, Reuse and Disposal. McGraw-Hill Book Co, Singapura, 2003. 1819 p.

MOUCHET, P., BONNELYE, V. **Solving algae problem:** French expertise and worldwide applications. *Journal Water SRT-Aqua*, 47(3), 1998. pp. 125-141.

ØDEGAARD, H. **Optimization of flocculation/flotation in chemical wastewater treatment.** *Water Science and Technology*, 31 (3-4), 1995. pp. 73-82.

OLIVEIRA, J. M. B. **Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por Meio de Sedimentação e de Flotação:** Avaliação em Escala de Bancada. 2005. 122 f. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-085/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2005.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** 2001. 216 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

PINTO FILHO, A.C.T. **Avaliação do potencial da flotação por ar dissolvido como pós-tratamento para efluentes do processo de lodos ativados, de reatores UASB e de lagoas de alta taxa.** 1999. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF. 1999.

POLI, R. (org.). **Levantamento da fauna aquática da Lagoa do Peri.** FAPEU (Fundação de Amparo a Pesquisa e Extensão Universitária), Florianópolis – SC, 1978. p.67.

REALI, M.A.P., CAMPOS, J.R. Emprego de Flotação por Ar Dissolvido na Clarificação de Águas para Abastecimento - **Boletim de Hidráulica e Saneamento.** EESCUSP, São Carlos, Brasil, 1985. 51p.

REALI, M.A.P. **Proposição de uma equação teórica para o processo de flotação por ar dissolvido.** XXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária y Ambiental – AIDIS, Buenos Aires, Argentina. 1994.

REALI, M.A.P., MARCHETTO, M. **Clarificação por flotação de água bruta com cor moderadamente elevada.** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 1997. pp. 1411-1422.

ROCHA, J. C.; ROSA, A.H. **Substâncias húmicas aquáticas:** interações com espécies metálicas. São Paulo: Editora UNESP, 2003. 120 p.

RUOHOMÄKI K., VÄISÄNEN P., METSÄMUURONEN S., KULOVAARA M., NYSTRÖM M. **Characterization and removal of humic substances in ultra- and nanofiltration.** Desalination, 118, 1998. pp. 273-283.

SANTOS, H.R., **Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de leite expandido alimentado com esgoto sanitário.** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, 2001. 151p.

SCHÄFER A.I., FANE A.G., WAITE T.D. **Nanofiltration of natural organic matter:** Removal, fouling and the influence of multivalent ions. Desalination, 118, 1998. pp. 109-122.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. A state of the art structural concept for humic substances. **Naturwissenschaften**, v. 80, 1993. p. 29-30.

STEVENSON, F. J. Extraction, fractionation and general chemical composition of soil organic matter. In: STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry:** genesis, composition and reactions. New York: John Wiley, 1982, p. 23-56.

STEVENSON, D.G. **Flotation.** In: Purchas, D.B. e Wakeman, R.J. (eds.) *Solid/Liquid Separation Equipment Scale-up*. Uplands Press Ltd. Londres, Inglaterra, 1988. pp. 223-252.

STUMM, W. & O'MELIA, C. H. **Stoichiometry of coagulation.** . Journal AWWA. 60 (5), 1968. p. 514-539.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L. **Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FIME.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, 2005. p. 290-298.

TEIXEIRA, P. C. **Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de lavagem de veículos visando a reciclagem da água.** 2003. 199 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil na área Saneamento e Meio Ambiente) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2003.

THURMAN, E. M. Humic substances in groundwater. In: AIKEN, G. R.; MCKNIGHT, M. D.; WERSHAW, R. L.; MACCARTHY, P. (Eds). **Humic substances in soil, sediment and water: geochemistry, isolation and characterization**. New York: John Wiley, 1985. p. 87-104.

THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters**. Dordrecht: Nihoff, M.; Junk, W, 1985a. 489 p.

VAN BENSCHOTEN, J. E.; EDZWALD, J. K. Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. **Water Research**, v. 24, n. 12, 1990. p. 519-1526.

VISCO. G., CAMPANELLA L., NOBILI V., **Organic carbons and TOC in waters overview of the international norm its measurements**, Microchemical Journal V. 79, 2005. pp.185-191.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico das Águas Residuárias** – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. DESA, Belo Horizonte, Brasil, 1996. 211p.

WILLIS, J.R. **Clarification. Water Treatment Plant Design**. In: *American Water Works Association e American Society of Civil Engineers*. 3ª edição. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A., 1997. pp.111-152.

ZABEL, T.F., MELBOURNE, J.D.. **Flotation**. In: Lewis, W.M. (ed.) *Developments in Water Treatment – vol. 1*. Applied Science, Inglaterra, 1980. pp. 139-191.

ZABEL, T.F. **Flotation in water treatment**. In: Ives K.J. (ed.) *The Scientific Basis of Flotation, NATO ASI Series, Martinus Nijhoff Publishers*. The Hague, Holanda, 1984. pp. 349-377.

## **ANEXOS**

## Determinação do Oxigênio consumido em meio ácido – Matéria orgânica

### Procedimento

1. Num balão de ebulição colocar 100 mL da amostra, 10 mL da solução de permanganato de potássio e 5 mL de solução de ácido sulfúrico.

2. Aquecer a mistura em banho-maria até 80°C, e depois de atingida esta temperatura, mantê-la durante mais 30 minutos.

Nota: Se a mistura tornar-se de coloração rósea pálida, repetir empregando 20 mL da solução de permanganato de potássio, ou empregando um volume menor de amostra diluído a 100 mL

3. Depois de exatamente 30 minutos de banho-maria, retirar do banho e adicionar 10 mL de solução de oxalato de sódio.

Nota: Se forem acrescentados 20 mL de solução de permanganato de potássio adicionar 20 mL de oxalato de sódio.

4. Voltar ao banho-maria por mais 3 minutos.

5. Titular, enquanto quente, com solução de permanganato de potássio 0,0125 N até a primeira coloração rósea.

6. Efetuar uma prova em branco, procedendo com 100 mL de água destilada conforme o item 1 a 5.

### Resultados

#### 5.1 Expressão do resultado

$$(VAM - VB) \times N \times 8000$$

$$\text{mg/L} = \frac{(VAM - VB) \times N \times 8000}{V}$$

VAM = volume de  $\text{KMnO}_4$  gasto para titular a amostra, em mL.

VB = volume de  $\text{KMnO}_4$  gasto para titular a prova em branco, em mL.

N = normalidade da solução de  $\text{KMnO}_4$ .

V = volume de amostra, em mL.

O resultado é expresso em números inteiros.

2.5 Precisão e exatidão conforme "Analytical Methods Manual", Canadá, 1974, num só laboratório o coeficiente de variação para amostras de oxigênio consumido da ordem de 5,7 mg/L foi de  $\pm 7,23\%$ .



## **ANEXO - REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS**

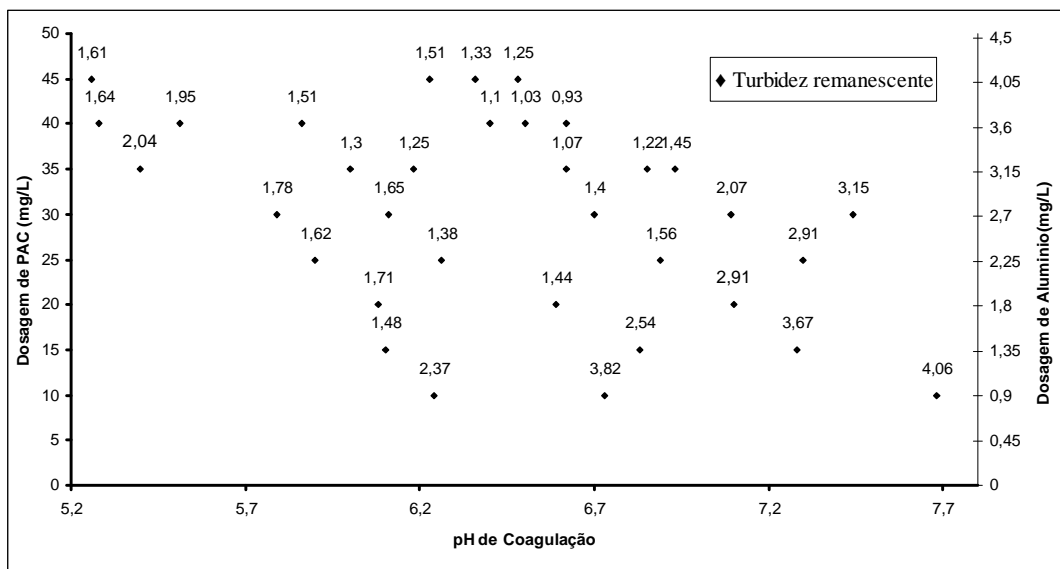
A-1 THEROUX, F.R. - Laboratory manual for chemical and bacteriological analysis of water and sewage. 3 ed. New York, Mc Graw - Hill Book Co., 1943.

A-2 SCOTT, W.W. - standard methods of chemical analysis. 5 ed. New York, D. van Nostrand Company, Inc., 1939, vol. 2.

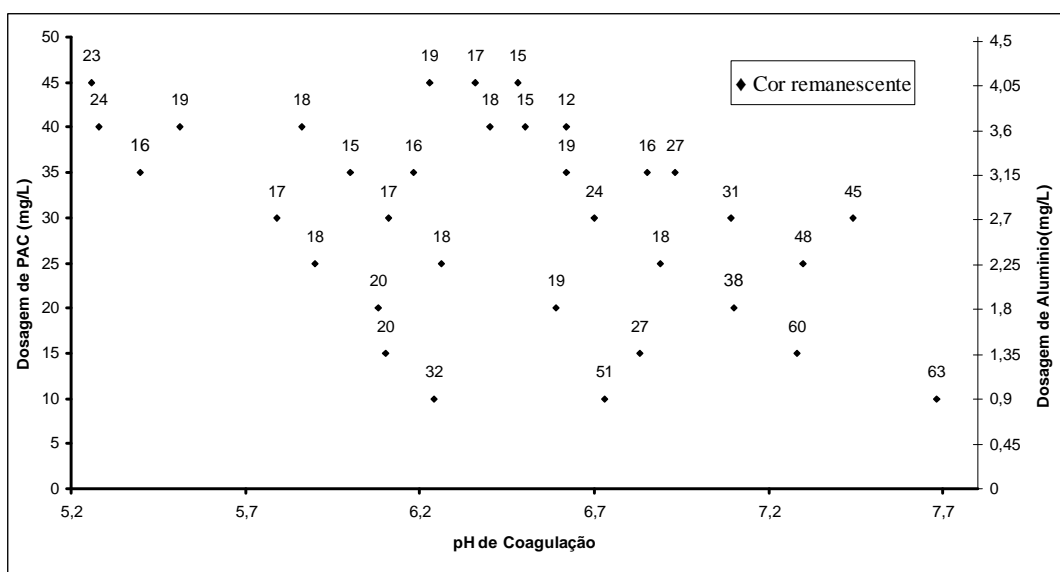
A-3 RODIER, J. - L analyse de l'eau. 5 ed. Paris, Bordas, c 1976 (Dunod Technique).

A4 ENVIRONMENTAL CANADA. Water Quality Branch –Analytical methods manual. Ottawa, 1974.

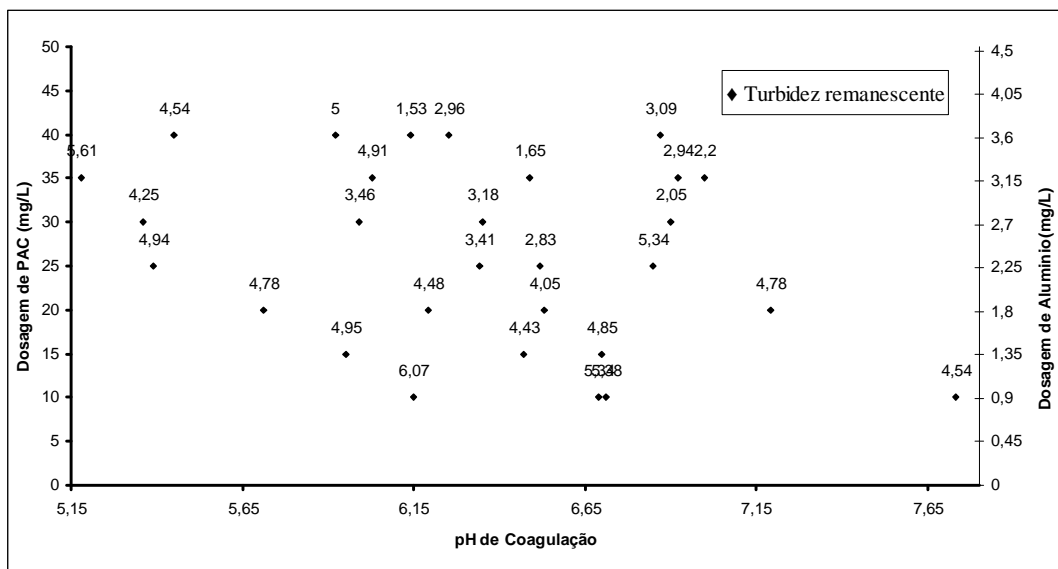
## **APÊNDICES**



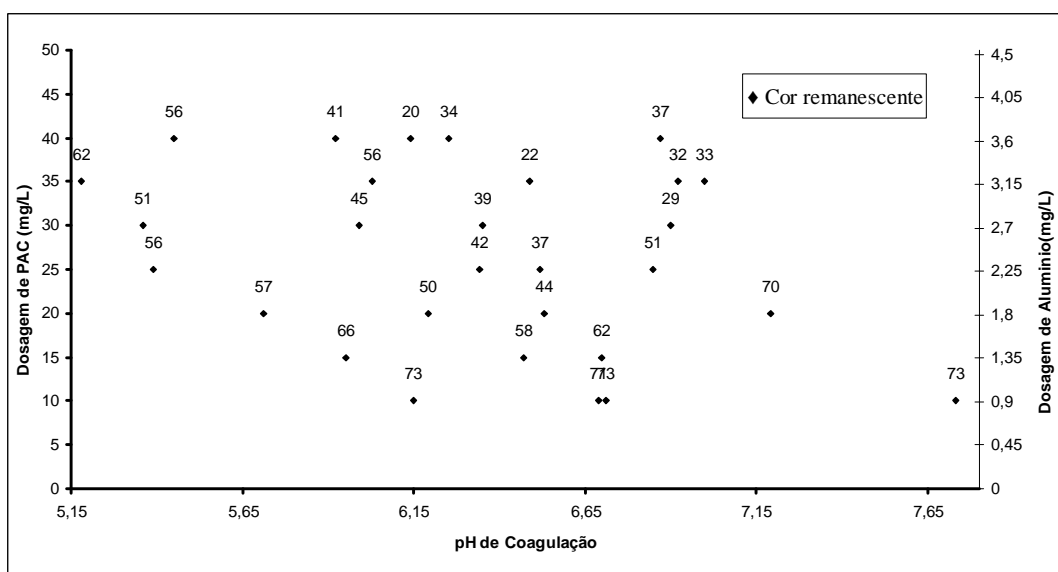
**Figura 1** - Diagrama de coagulação para os valores de turbidez remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de flotação ( $V_a = 10$  cm/min).



**Figura 2** - Diagrama de coagulação para os valores de cor aparente remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de flotação ( $V_a = 10$  cm/min).



**Figura 3** - Diagrama de coagulação para os valores de turbidez remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de sedimentação ( $V_s = 1,0$  cm/min).



**Figura 4** - Diagrama de coagulação para os valores de cor aparente remanescente em função da dosagem de coagulante e pH de coagulação para o ensaio de sedimentação ( $V_s = 1,0$  cm/min).

**Tabela 1:** Resultados referentes ao ensaio de flotação

[NaOH]	[PAC]	pH	Turb (Va=10)	Turb (Va=5)	Turb (Va=5F)	Cor (Va=10)	Cor (Va=5)	Cor (Va=5F)
0	10	6,24	2,37	2,17	0,25	32	23	2
0	15	6,1	1,48	1,36	0,26	20	17	3
0	20	6,08	1,71	1,52	0,24	20	16	3
0	25	5,9	1,62	1,44	0,32	18	15	4
0	30	5,79	1,78	1,36	0,31	17	14	4
0	35	5,4	2,04	1	0,23	16	16	4
0	40	5,28	1,64	1,54	0,28	24	16	3
0	45	5,26	1,61	1,57	0,27	23	19	4
0,5	10	6,73	3,82	3,78	0,39	51	32	4
0,5	15	6,83	2,54	1,67	0,25	27	26	5
0,5	20	6,59	1,44	1,4	0,29	19	21	5
0,5	25	6,26	1,38	1,16	0,23	18	15	2
0,5	30	6,11	1,65	1,43	0,18	17	15	0
0,5	35	6	1,3	1,34	0,21	15	13	0
0,5	40	5,51	1,95	1,51	0,21	19	15	0
1	10	7,68	4,06	3,74	0,28	63	59	3
1	15	7,28	3,67	3,48	0,18	60	55	2
1	20	7,1	2,91	2	0,23	38	35	2
1	25	6,89	1,56	1,19	0,23	18	16	1
1	30	6,65	1,47	0,94	0,2	15	12	0
1	35	6,18	1,25	1,04	0,16	16	12	0
1	40	5,86	1,51	1,22	0,24	18	19	6
1,25	30	6,7	1,4	1,04	0,2	24	19	6
1,25	35	6,62	1,07	0,95	0,17	19	17	5
1,25	40	6,43	1,1	0,96	0,17	18	15	6
1,25	45	6,23	1,51	1,38	0,27	19	17	4
1,5	25	7,3	2,91	2,88	0,27	48	44	3
1,5	30	7,09	2,07	1,87	0,18	31	29	2
1,5	35	6,85	1,22	1,03	0,15	16	15	1
1,5	40	6,62	0,93	0,88	0,1	12	10	1
1,5	45	6,36	1,33	1,16	0,44	17	15	4
1,75	30	7,44	3,15	2,4	0,22	45	43	6
1,75	35	6,93	1,45	1,48	0,17	27	24	5
1,75	40	6,43	1,03	0,95	0,18	15	14	3
1,75	45	6,48	1,25	1,05	0,33	15	14	4

**Tabela 2:** Resultados referentes ao ensaio de flotação

[NaOH]	[PAC]	pH	Turb (Vs=10)	Turb (Vs=5)	Turb (Vs=5F)	Cor (Vs=10)	Cor (Vs=5)	Cor (Vs=5F)
0	10	6,15	6,07	5,38	0,4	73	72	8
0	15	5,95	4,95	4,23	0,47	66	55	9
0	20	5,71	4,78	3,96	0,2	57	46	3
0	25	5,39	4,94	3,14	0,24	56	38	3
0	30	5,36	4,25	3,1	0,38	51	35	5
0	35	5,18	5,61	3,7	0,2	62	46	1
0	40	5,45	4,54	3,32	0,28	56	46	0
0,5	10	6,71	5,38	5,3	0,51	73	73	6
0,5	15	6,7	4,85	3,67	0,22	62	54	4
0,5	20	6,19	4,48	2,91	0,41	50	36	4
0,5	25	6,34	3,41	2,41	0,3	42	29	4
0,5	30	5,99	3,46	2,3	0,68	45	27	4
0,5	35	6,03	4,91	3,14	0,23	56	37	1
0,5	40	5,92	5	3,23	0,2	41	33	1
1	10	6,69	5,34	4,8	0,28	71	71	7
1	15	6,47	4,43	3,83	0,29	58	49	5
1	20	6,53	4,05	2,48	0,2	44	33	3
1	25	6,52	2,83	1,75	0,25	37	25	3
1	30	6,35	3,18	2,37	0,22	39	26	2
1	35	6,24	3,41	1,97	0,3	42	25	2
1	40	6,25	2,96	2,2	0,23	34	23	0
1,25	20	7,19	4,78	4,63	0,24	70	70	3
1,25	25	6,85	5,34	2,87	0,27	51	41	2
1,25	30	6,9	2,05	1,67	0,3	29	21	1
1,25	35	6,49	1,65	1,49	0,23	22	22	1
1,25	40	6,87	3,09	2,06	0,28	37	26	2
1,5	10	7,73	4,54	5,16	0,47	73	73	10
1,5	15	7,86	4,65	4,49	0,23	71	70	7
1,5	20	7,94	4,83	4,59	0,19	73	70	5
1,5	35	6,92	2,94	1,06	0,3	32	23	3
1,5	40	6,14	1,53	1,22	0,19	20	17	2
1,75	35	7	2,2	1,9	0,19	33	29	2